

CLEVERSON VITÓRIO ANDREOLI

EFEITOS "IN VITRO" DO LODO DE ESGOTO E COMPOSTO DE LIXO
URBANO, EM ALGUNS PARÂMETROS DA POPULAÇÃO MICROBIANA DO
SOLO E SOLUBILIZAÇÃO DE FOSFATOS

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Agronomia-Área de Concentração, Ciência do Solo, do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre.

CURITIBA

1988

TÍTULO: EFEITOS "IN VITRO" DO LODO DE ESGOTO E COMPOSTO
DE LIXO URBANO, EM ALGUNS PARÂMETROS ~~DA~~
DA POPULAÇÃO MICROBIANA DO SOLO E SOLUBILIZAÇÃO
DE FOSFATOS.

ENGº AGRº. CLEVERSON VITÓRIO ANDREOLI

ORIENTADOR : PROF. DR. ENGº. AGRº. FRANCISCO JOSÉ PEREIRA
DE CAMPOS CARVALHO

Disertação submetida como requisito
para obtenção do grau de MESTRE em
Agronomia, Área de Concentração
Ciência do Solo.

Curitiba - 1988




**CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA-ÁREA DE CONCENTRAÇÃO
"CIÊNCIA DO SOLO"**

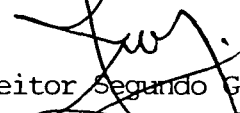
P A R E C E R

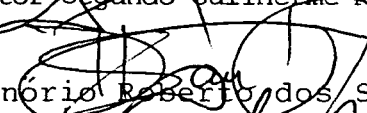
Os Membros da Comissão Examinadora, designada pelo Coelgiado do Curso de Pós-Graduação em Agronomia-Área de Concentração "Ciência do Solo", para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado, apresentada pelo candidato **CLEVERSON VITORIO ANDREOLI**, com o título "EFEITOS "IN VITRO" DO LODO DE ESGOTO E COMPOSTO DE LIXO URBANO, EM ALGUNS PARÂMETROS DA POPULAÇÃO MICROBIANA DO SOLO E SOLUBILIZAÇÃO DE FOSFATOS", para obtenção do grau de Mestre em Agronomia-Área de Concentração "Ciência do Solo", do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná, após haver analisado o referido trabalho e arguido o candidato, são de parecer pela **APROVAÇÃO** da Dissertação, completando as sim, os requisitos necessários para receber o diploma de **Mestre em Agronomia-Área de Concentração "Ciência do Solo"**.

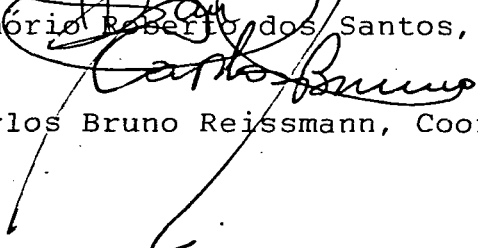
Observação: O critério de avaliação da Dissertação e defesa da mesma é apenas **APROVADA** ou **NÃO APROVADA**.

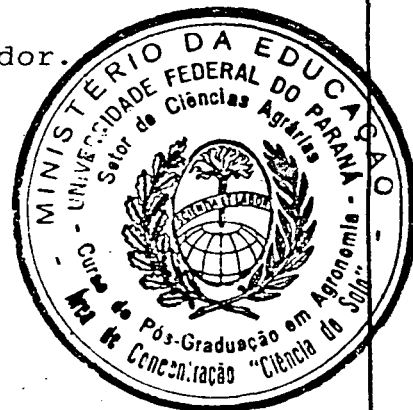
Secretaria do Curso de Pós-Graduação em Agronomia-Área de Concentração "Ciência do Solo", em Curitiba, 30 de março de 1989.


Prof. Ph.D. Francisco José Pereira de Campos Carvalho, Presidente.


Prof. Dr. Heitor Segundo Guilherme Medina, 1º Examinador.


Prof. Dr. Honório Roberto dos Santos, 2º Examinador.


Prof. Dr. Carlos Bruno Reissmann, Coordenador.



A

CHICO MENDES,

Seringueiro, Ecologista, Líder Político.

Pela sua vida, aumentaram-se os dias brevivência
do planeta;

Pelo seu brutal assassinato, reduziram-se as
esperanças no homem.

dedico.

AGRADECIMENTOS

Ao professor Dr. FRANCISCO JOSÉ PEREIRA DE CAMPOS CARVALHO, pela orientação.

Aos estagiários: RICARDO, ELIANE, ADRIANA, CARLA, BETINA e IRINEU, pela colaboração.

Aos professores CARLOS BRUNO REISSMANN, FERNANDO GRAVINA MUNHOZ, MARCOS DE PAULA SOUZA, DEODATO MIGUEL DE PAULA SOUZA, SEGUNDO HEITOR MEDINA pelo apoio e sugestões ao presente trabalho.

A DINA CORREIA, pela datilografia.

Aos professores, colegas e funcionários do Curso de Pós-Graduação.

Ao CNPq através do PADCT pelo apoio financeiro, de materiais e equipamentos.

A Diretoria da SANEPAR, ao Gerente de Projetos da Superintendência de Engenharia, PAULO ALBERTO DEDAVID e ao Chefe da Divisão de Tecnologia Alternativa, PEDRO NELSON COSTA FRANCO, pela oportunidade e facilidades para elaboração da presente dissertação.

Ao Colega JORGE RIBAS JÚNIOR pelo material e sugestões apresentadas.

BIOGRAFIA DO AUTOR

Cleverson Vitório Andreoli, nascido em Curitiba, filho de Aglair Maria e Paulino Andreoli, ela pintora e ele advogado, pai de André e Bruno é casado com Vânia Maria Silva Abrão, advogada.

Graduou-se em agronomia pela Universidade Federal do Paraná em Curitiba no ano de 1980. Nessa época lecionava as disciplinas de técnicas agrícolas e pecuária, na Escola Tiradentes - Ensino de 1º Grau, no Município de São José dos Pinhais.

Trabalhou no Estado de Mato Grosso como responsável técnico da firma Sementes Pacoval LTDA e na coordenação de assuntos energéticos da Secretária de Indústria, Comércio e Turismo daquele Estado.

Atuou na Superintendência para Desenvolvimento da Região Sul, na conservação de solos da Região Noroeste do Paraná, no Programa PRONOROESTE.

Na Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente ocupou os cargos de Chefe de Gabinete, Coordenador de Planejamento e de Diretor Superintendente. Desempenhou também as funções de Secretário Executivo do Conselho Estadual de Defesa do Ambiente.

Foi Vice-Presidente por uma gestão e Presidente por outra, do Núcleo de Curitiba da Associação dos Engenheiros Agrônomos do Estado do Paraná. Foi também Presidente da Associação Brasileira de Entidades de Meio Ambiente.

Desempenhou funções de Conselheiro Junto ao Conselho de Administração da Fundação de Saúde Caetano Munhoz da Rocha; ao Conselho de Administração da SANEPAR e ao Conselho Nacional de Meio Ambiente, de onde recebeu moção de reconhecimento por relevantes serviços prestados na defesa do Meio Ambiente, aprovada por unanimidade.

Desenvolveu trabalhos de consultoria ao Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento e a Organização Mundial da Saúde.

Fez diversas palestras e apresentou trabalhos no Brasil e no exterior.

Atualmente é Professor das disciplinas de Preservação de Recursos Naturais e Recursos Naturais Renováveis da Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias para o Curso de Agronomia; Engenheiro de Pesquisa da SANEPAR e Assessor da Comissão da Ordem Econômica e Social da Assembleia Estadual Constituinte, para assuntos de Meio Ambiente.

ÍNDICE

	pag.
1. INTRODUÇÃO	01
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	04
2.1 O FÓSFORO NO SOLO	04
2.2 OS ADUBOS FOSFATADOS	07
2.3 A INFLUÊNCIA DOS ADUBOS FOSFATADOS NO SOLO	10
2.4 A SOLUBILIZAÇÃO BIOLÓGICA DOS FOSFATOS	15
2.5 O USO DE RESÍDUOS URBANOS NA AGRICULTURA	23
3. MATERIAL E MÉTODOS	30
3.1 O SOLO UTILIZADO	30
3.2 O FOSFATO NATURAL	31
3.3 OS RESÍDUOS URBANOS	32
3.3.1 O Composto de Lixo	32
3.3.2 O Lodo de Esgoto	32
3.4 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL	34
3.4.1 Tratamentos	34
3.4.2 Preparo dos Tratamentos	34
3.4.2.1 Testemunha	34
3.4.2.2 Demais Tratamentos	35
3.4.3 Condições de Incubação	35
3.4.4 Amostragens	35

	pag.
3.5 DETERMINAÇÕES ANALÍTICAS	37
3.5.1 Fósforo Solúvel	37
3.5.2 Fosfato Total	37
3.5.4 Contagem de Bactérias e Fungos Totais e Solubilizadores	37
3.5.5 Biomassa Microbiana	38
3.5.6 Respiração	39
3.6 TRATAMENTO DOS DADOS	40
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
4.1 MÉTODO DE ANÁLISE	41
4.2 A CINÉTICA DO FOSFÓRO SOLÚVEL	44
4.3 A CINÉTICA DA RESPIRAÇÃO	57
4.4 A CINÉTICA DA BIOMASSA MICROBIANA	64
4.5 A CINÉTICA DAS POPULAÇÕES DE FUNGOS E BACTÉRIAS TOTAIS E SOLUBILIZADORAS	71
4.5.1 Bactérias Log N	71
4.5.2 Bactérias Solubilizadoras Log N	71
4.5.3 Fungos Log N Fungos Solubilizadores Log N	77
4.6 EFEITO DO LODO	97
4.7 EFEITO DO COMPOSTO	100
5. CONCLUSÕES	100

	pag.
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	103
7. APENDICE	123

LISTA DE FIGURAS

Figura	Pag.
01 - Diagrama do ciclo do fósforo no solo.....	127
02 - Ciclagem das formas de fósforo no solo.....	128
03 - Comparativo de teores máximos permitidos de metais pesados no lodo de esgoto.....	129
04 - Cinética do P solúvel nos tratamentos TESTEMUNHA e COMPOSTO	45
05 - Cinética da Relação P solúvel/P total nos tratamentos TESTEMUNHA e COMPOSTO.....	46
06 - Cinética do P solúvel nos tratamentos TESTEMUNHA e PN	47
07 - Cinética da relação P solúvel/P total nos tratamentos TESTEMUNHA e PN	48
08 - Cinética do P solúvel nos tratamentos TESTEMUNHA e LODO	49
09 - Cinética do P solúvel nos tratamentos TESTEMUNHA e PN + LODO	50
10 - Cinética da relação P solúvel/P total nos tratamentos TESTEMUNHA e LODO	51
11 - Cinética da relação P solúvel/P total, nos tratamentos TESTEMUNHAS e PN + LODO.....	52
12 - Cinética do P solúvel para os tratamentos TESTEMUNHA e PN + COMPOSTO	53
13 - Cinética da relação P solúvel x P total para os tratamentos TESTEMUNHA E PN + COMPOSTO	54

14 -	Cinética da respiração para os tratamentos TESTEMUNHA e PN	58
15 -	Cinética da respiração para os tratamentos TESTEMUNHA e COMPOSTO	59
16 -	Cinética da respiração para os tratamentos TESTEMUNHA e LODO	60
17 -	Cinética da respiração para os tratamentos TESTEMUNHA e PN + LODO.....	61
18 -	Cinética da respiração para os tratamentos TESTEMUNHA e PN + COMPOSTO	62
19 -	Cinética da biomassa para os tratamentos TESTEMUNHA e PN	65
20 -	Cinética da biomassa para os tratamentos TESTEMUNHA e COMPOSTO.....	66
21 -	Cinética da biomassa para os tratamentos PN + COMPOSTO	67
22 -	Cinética da biomassa para os tratamentos TESTEMUNHA e LODO.....	68
23 -	Cinética da biomassa para os tratamentos PN + LODO.....	69
24 -	Cinética da população de bactérias, nos tratamentos TESTEMUNHA e PN	72
25 -	Cinética da população de bactérias, nos tratamentos TESTEMUNHA e COMPOSTO.....	73
26 -	Cinética da população de bactérias, nos tratamentos PN + COMPOSTO	74
27 -	Cinética da população de bactérias, nos tratamentos LODO	75
28 -	Cinética da população de bactérias, nos tratamentos PN + LODO	76
29 -	A cinética da população de bactérias solubilizadoras, nos tratamentos TESTEMUNHA e PN	77

30 -	A cinética da população de bactérias solubilizadoras, nos tratamentos TESTEMUNHA e COMPOSTO.....	79
31 -	A cinética da população de bactérias solubilizadoras, nos tratamentos TESTEMUNHA e PN + COMPOSTO.....	80
32 -	A cinética da população de bactérias solubilizadoras, nos tratamentos TESTEMUNHA e LODO.....	81
33 -	A cinética da população de bactérias solubilizadoras, nos tratamentos TESTEMUNHA e PN + LODO.....	82
34 -	A cinética da população de fungos, nos tratamentos TESTEMUNHA e PN.....	83
35 -	A cinética da população de fungos, nos tratamentos TESTEMUNHA e COMPOSTO.....	84
36 -	A cinética da população de fungos solubilizadores nos tratamentos TESTEMUNHA e PN.....	85
37 -	A cinética da população de fungos solubilizadores nos tratamentos TESTEMUNHA e COMPOSTO.....	86
38 -	A cinética da população de fungos, nos tratamentos TESTEMUNHA e LODO.....	87
39 -	A cinética da população de fungos, nos tratamentos TESTEMUNHA e PN + LODO.....	88
40 -	A cinética da relação bactérias x fungos nos tratamentos TESTEMUNHAS E LODO	90
41 -	A cinética da relação bactérias x fungos nos tratamentos TESTEMUNHAS E PN + LODO.....	91
42 -	A cinética da relação bactérias x fungos nos tratamentos TESTEMUNHAS E PN	92
43 -	A cinética da população de fungos nos tratamentos TESTEMUNHA e PN + COMPOSTO.....	94

44 -	A cinética da população de fungos solubilizadores TESTEMUNHA e PN + COMPOSTO.....	95
45 -	A cinética da relação bactérias/fungos nos tratamentos TESTEMUNHAS e PN + COMPOSTO	96
46 -	A cinética da relação bactérias/fungos nos tratamentos TESTEMUNHAS e COMPOSTO.....	124
47 -	A cinética da população de fungos solubilizadores nos tratamentos TESTEMUNHAS e LODO	125
48 -	A cinética da população de fungos solubilizadores nos tratamentos TESTEMUNHA PN + LODO.....	126

LISTA DE TABELAS E QUADROS

TABELAS	Pag.
01 - Características dos principais adubos fosfatados usados no Brasil.....	130
02 - Composição química do solo utilizado.....	131
03 - Composição química do lodo de esgoto e composto de lixo.....	132
QUADROS	
04 - Fósforo solúvel	133
05 - Fósforo total	134
06 - Relação P solúvel x P total	135
07 - Respiração do solo	136
08 - Biomassa microbiana	137
09 - Fungos Log N	138
10 - Fungos solubilizadores Log N.....	139
11 - Porcentagem de fungos solubilizadores.....	140
12 - Bactérias Log N.....	141
13 - Bactérias solubilizadoras Log N.....	142
14 - Porcentagem de bactérias solubilizadoras.....	143

RESUMO

Para estudar o efeito do lodo de esgoto e composto de lixo em alguns parâmetros da população microbiana edáfica e solubilização do fosfato natural, em condições controladas de umidade e temperatura, foram incubados em terra fina seca ao ar (TFSA), os seguintes tratamentos: testemunhas, fosfato natural, lodo de esgoto, composto de lixo, lodo + fosfato natural (PN) e composto + fosfato natural (PN).

Foram estudadas cineticamente em curvas compostas dos resultados de amostragens realizadas aos 0, 4, 8, 16, 30, 60, 90 e 120 dias, com os seguintes parâmetros, fósforo solúvel, biomassa microbiana, respiração do solo, população de fungos e bactérias totais e solubilizadores e fósforo total.

Pelos resultados obtidos verificou-se que o lodo de esgoto afetou a população microbiana nos primeiros 30 dias, apresentando uma tendência a estabilização após este período. Observou-se também que não houve solubilização nos tratamentos TESTEMUNHA, LODO, LODO + PN, COMPOSTO e PN, provavelmente pela falta do efeito da indução rizosférica da solubilização e pelos altos níveis iniciais de P solúvel, e que no tratamento com COMPOSTO DE LIXO + PN, houve um pico de solubilização aos 16 dias, indicando a solubilização do fosfato mineral.

1. INTRODUÇÃO

Embora as análises químicas dos solos revelem um teor médio de fósforo total da ordem de 0,1 por cento (MALAVOLTA, 1967), muito acima das exigências de qualquer cultura, trata-se de um dos elementos que mais limitam a produção, por se mostrar deficiente nas terras cultivadas.

Este paradoxo é explicado pelo estudo das formas de ocorrências deste elemento no solo. Uma fração restrita, em torno de 0,1 ppm de fosfato se encontram facilmente disponível na solução do solo para a assimilação pelas plantas. (SHAPIRO e FRIED, 1950).

Os solos do Brasil são em sua maioria deficientes em fósforo disponível para as plantas. Para corrigir esta deficiência, são utilizados grandes quantidades de adubos fosfatados, principalmente fosfatos altamente solúveis, como os superfosfatos e fosfatos de amônio. Em menor escala são utilizados ainda, termofosfatos e fosfatos naturais.

A curto prazo, os fosfatos solúveis são, em geral, fontes de fósforo mais eficientes para as plantas que os fosfatos naturais, embora a menor eficiência de um fosfato natural possa ser compensado pelo menor custo de sua unidade

de P.

Os fosfatos naturais possuem características químico-mineralógicas variáveis conforme sua origem. Estas características específicas de cada fosfato natural, em conjunto com as propriedades do solo como o pH, etc., etc., intimamente relacionadas a biologia deste solo, são de importância fundamental para a capacidade dos fosfatos naturais fornecerem P para as plantas.

Para a obtenção de fosfatos solúveis bem como para fosfatos naturais, as matérias primas básicas são as rochas fosfatadas, em geral na forma apatítica. Por apresentar um ciclo biogeoquímico restrito, estas reservas minerais não são renováveis, o que define um paulatino aumento de custos a longo prazo, proporcional a raridade do elemento, causado pela exploração de reservas marginais. O limite máximo deste processo é a total exaustão destas reservas.

O uso racional das reservas de fósforo, elemento essencial para a vida por ser integrante de ácidos nucleicos, proteínas, fosfolípidios e moléculas responsáveis pelos processos de transferência de energia etc., depende da definição de estratégias que visem a máxima eficiência em sua utilização, bem como o uso de resíduos urbanos objetivando a reciclagem deste nutriente.

Além da necessidade primordial da reciclagem de nutrientes de ciclos biogeoquímicos restritos, o uso de composto de lixo urbano e de lodo de esgoto na agricultura apresentam vantagens: seus efeitos nas condições físicas do solo, seus efeitos como ativadores da atividade microbiana, induzindo uma maior solubilização do fósforo além de se caracterizar como uma importante alternativa de disposição final destes resíduos urbanos.

O maior conhecimento da dinâmica do fósforo, além de permitir uma utilização mais eficiente do P adicionado, nos apresenta uma reserva potencial deste elemento, que é aquele existente no próprio solo, na forma insolúvel.

O presente trabalho foi desenvolvido para avaliar, sob o efeito do lodo de esgoto e composto de lixo urbano, a dinâmica da solubilização de fosfato natural, através da análise cinética das diferentes tendências dos parâmetros biológicos analisados.

c. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 O FÓSFORO NO SOLO

O teor médio de fósforo total no solo é na ordem de 0,1 por cento (MALAVOLTA, 1967). Uma pequena fração em torno de 0,1 ppm de fosfato, se encontram como H_2PO_4 , na solução do solo, forma de fácil assimilação. Esta forma se encontra em equilíbrio com a fração correspondente ao P absorvido à superfície dos minerais de argila (SHAPIRO e FRIED, 1950).

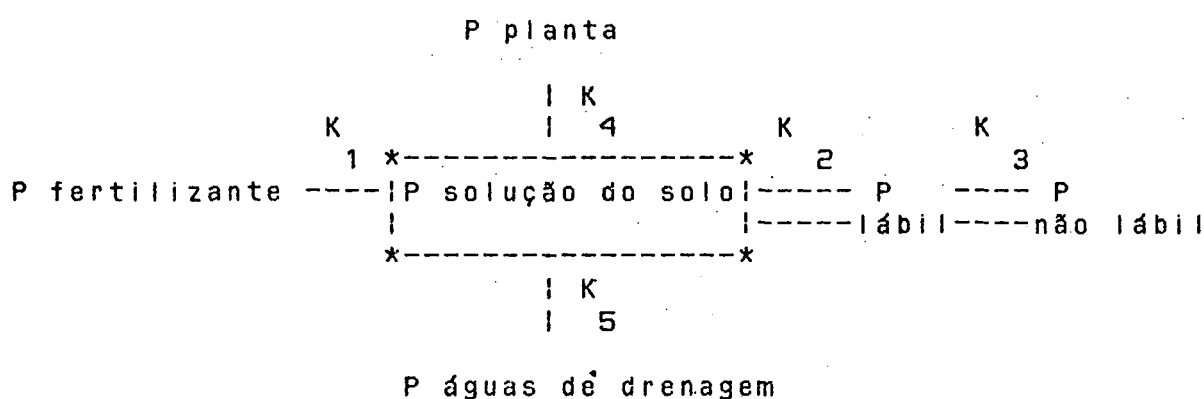
Diversas formas não são disponíveis diretamente para as plantas, tais como: fosfatos de cálcio, ferro e alumínio insolúveis e as apatitas, minerais fosfatados cristalinos. Os ácidos orgânicos como o 2-cetoglicônio, são eficientes como quelantes sendo capazes de complexar com Ca, Cu, Ni, Mn, Fe e Al (STEVENSON, 1964).

Uma porção significativa de fósforo se encontra como parte integrante da matéria orgânica, como verificaram SCHOLLENBERGER e DREILBELBIS (1967), chegando a um terço do P nas camadas superficiais e um quinto do P total do subsolo.

As reações e transformações do P no solo são bastante complexas (MEZARI et alii, 1963) e foram apresentadas por THOMPSON (1957), pelo esquema a seguir :

P inorgânico fixado (700 Kg/ha)	-----	P disponível (10 Kg/ha)	-----	mineralização ----- Imobilização	P orgânico (500 Kg/ha)
---------------------------------------	-------	----------------------------	-------	--	---------------------------

WOLKWEISS e VAN RAIJ (1976), apresentaram esta dinâmica pelo seguinte esquema :



As cinco fases de equilíbrio poderão ocorrer simultaneamente, considerando-se um eficiente adubo fosfatado aquele que fornece P na solução do solo, em quantidades suficientes (K). (OLEYNIK, 1980).

1

O esquema demonstra também, que a disponibilidade de P para as plantas está ligada diretamente a concentração do P na solução do solo, assim como, depende do equilíbrio das outras formas de P. Pode também ser envolvido em reações que o tornam pouco disponível para as plantas, como o P lábil, em equilíbrio mais ou menos rápido com o P solução, ou como o P

não lábil, que não está ou entra em equilíbrio muito lentamente. (LARSEN, 1973).

O P solução pode chegar até a zona de absorção das raízes através de três mecanismos: fluxo de massa, interceptação radicular e difusão, este último mais importante (COREY, 1973; OLSEN *et alii*, 1962).

A perda de P pelas águas lixiviadas é muito lenta (PHILLIPS e WEBB, 1971), porém sua movimentação já foi comprovada (GOEDERT *et alii*, 1971).

O P orgânico tem sua importância aumentada em regiões tropicais, onde sua contribuição relativa é maior (WILLIAMS, 1982). HALM *et alii*, (1982) confirmaram esta importância, demonstrando que em pastagens a mineralização do P orgânico contribuiu com 50 à 84 por cento do P absorvido. Usando técnicas de traçadores radioativos, BOWEN, (1973) observou que 40% do P aplicado como superfosfato estava em forma orgânica 28 dias após a aplicação.

CHAUAN *et alii*, (1981), apresentaram diagrama (figura 1) onde explicitamente demonstraram a presença de formas de P orgânico estáveis e lábeis. Baseados neste diagrama, determinaram os processos de imobilização, mineralização e redistribuição do P existente e adicionado, sob adição de energia através da celulose.

2.2 ADUBOS FOSFATADOS

Diversas fontes são capazes de aumentar o P na solução do solo e sua disponibilidade as plantas. Inicialmente se distinguem em minerais e orgânicos, sendo as primeiras diferenciadas em solúveis e insolúveis em água. (GASPAR, 1978).

A acidificação de apatitas e neutralização de ácido fosfórico são os principais processos de obtenção de fosfatos solúveis. Para realizar a acidificação, além do ácido sulfúrico estão sendo testados o ácido fosfórico, ácido nítrico, nitrato de uréia, fosfato de uréia e bissulfato de amônio, para avaliar produtos nacionais como solubilizadores com melhor aproveitamento de algumas rochas (GOEDERT et alii, 1986).

Estes processos artificiais de solubilização tem um grande consumo energético, que aliado aos elevados custos de investimento exigidos, são fatores que determinam o alto custo destes produtos. No entanto a solubilidade dos materiais assim tratados é diretamente proporcional a quantidade de ácidos usada por tonelada de fosfato de rocha (GOEDERT E SOUSA, 1986).

Os principais produtos destes processos, variam conforme o tipo de ácido e condições de reação utilizada, e

podem ser: ácido fosfórico, superfosfato simples e triplo, nitrofosfato ou até mesmo a acidificação parcial de rochas, com a obtenção dos chamados fosfatos parcialmente acidulados.

Os fosfatos parcialmente acidulados produzidos com uso de ácido sulfúrico consomem menos enxofre e podem aproveitar rochas com alto grau de impurezas, como óxidos de ferro e alumínio (CEKINSKI e BETTIOL, 1983). Tem no entanto uma eficiência agrônômica por volta de 60% em relação ao superfosfato triplo (GOEDERT *et alii*, 1986).

Materiais com baixa disponibilidade de P_2O_5 em água, ácido cítrico 2% ou citrato de amônia, são chamados de insolúveis. Para materiais como fosfatos apatíticos, fosfatos de alumínio podem ser usados processos térmicos para destruir a estrutura cristalina, aumentando a solubilidade do P_2O_5 (BUCHAN *et alii*, 1970). Os fosfatos de rocha (ígneos, metamórficos ou sedimentar) que possuem altos teores de P_2O_5 podem ser usados diretamente na agricultura, após processos de lavagem e moagem, forma na qual são chamados de fosfatos naturais. (OLEYNIK, 1980). A tabela 01 apresenta as principais características dos fosfatos naturais do Brasil.

As apatitas, rochas de fosfatos de cálcio, podem ter origem ígnea - com estrutura cristalográfica mais arranjada, metamórfica ou sedimentar, que por possuir estrutura mais

fraca é mais eficiente em fornecer P solúvel (HOWELER e WOODRUFF,1968; ZAMUZ e CASTRO,1975 e BARBOSA FILHO,1984).

Das apatitas a mais comum no Brasil é a fluorapatita, ocorrendo também as cloroapatitas e as hidroxiapatitas (VOLKWEISS,1973). Misturado no minério, aparecem impurezas tais como óxidos de Fe e Al, sílica, carbonato de cálcio livre, argilas, etc. As apatitas se encontram associadas, ocorrendo grandes variações entre elas, em função das concentrações de fluor, cloro, sódio, magnésio, carbonatos, hidroxilas, etc., (SAUCHELLI,1967).

2.3 INFLUENCIA DOS ADUBOS FOSFATADOS NO SOLO

Do total do P utilizado no planeta , é estimado que a aplicação direta do fosfato representa apenas 5% do consumo total, ou seja 1,2 milhões de toneladas de P_2O_5 . A União Soviética é responsável por 73% deste consumo, os países da América Latina e África 20% sendo o restante usado no Oeste Europeu (KHASAWNEH e DOLL,1978).

Os rendimentos das culturas em geral são maiores, quando se usam fosfatos solúveis quando comparado com fosfatos naturais (ARMINGER e FRIED,1957; BROWN e JACOB,1945; CHRISTENSON E DOLL,1968), principalmente para culturas de ciclo curto (FEITOSA et alii,1978; BRAGA et alii,1980).

Podem porém, sob condições favoráveis do solo, os fosfatos naturais apresentarem resultados iguais ou até mesmo superiores (BENNET et alii,1957; GOEPFERT,1976). Solos com alta porcentagem de matéria orgânica que possa se decompor rapidamente, em condições de terrenos ácidos (pH ao redor de 5,5), principalmente pela ação dos ácidos carbônico e nítrico produzidos, dariam algumas destas condições (COLLINGS,1955). BARBER e QUILLON,(1967), afirmam que estes materiais podem sofrer no solo uma espécie de digestão por parte dos acetadores sólidos do íonio PO_4 (argila, sesquióxidos) o que

torna seus íons PO_4^{3-} difusíveis e portanto assimiláveis pelas plantas.

BARTZ et alii (1976) observaram que maiores rendimentos de matéria seca foram proporcionados pelos fosfatos solúveis; em seguida os tratamentos com termofosfatos e escórias e com os menores rendimentos os fosfatos naturais.

GOEPFERT (1976) observou que a partir do primeiro ano de aplicação, ocorreu um aumento da eficiência agronômica dos fosfatos naturais, podendo inclusive ser superior ao superfosfato. BARBOSA FILHO (1984) considerou os fosfatos naturais uma boa fonte de fósforo para fertilizações corretivas, onde o custo inicial deve ser considerado um investimento amortizado em vários anos.

A superfície de contato é um dos fatores determinantes do aproveitamento do fósforo. Quanto mais triturado for material, maior a superfície de exposição aos solventes do solo e o aumento consequente da fração de P dissolvida. O maior grau de moagem por de acelerar as reações de dissolução, aumenta o aproveitamento do P pelas plantas (ENGELSTAD et alii, 1974; CARO e HILL, 1956; ARMINGER e FRIED, 1957; ALSTON e CHIN, 1974).

Para o mesmo grau de moagem, o aproveitamento do fósforo parece estar diretamente correlacionado ao seu teor de P solúvel (CHU et alii, 1962).

Analisando dois fosfatos diferentes, ALSTON e CHIN (1974) observaram que quando grosseiramente moídos as eficiências eram diferentes e quando finalmente moídos as eficiências eram maiores e iguais.

A determinação da solubilidade de fosfatos naturais em extratores orgânicos tem sido utilizada como uma maneira de se avaliar indiretamente suas eficiências agronômicas. Os métodos de solubilização foram desenvolvidos empiricamente e se baseiam na dissolução do fosfato tricálcico ou por íons H^+ provenientes de ácidos orgânicos como o ácido cítrico e ácido fórmico ou por efeitos de complexação do cálcio por ânions orgânicos como citrato e EDTA (KORNDORFER, 1978).

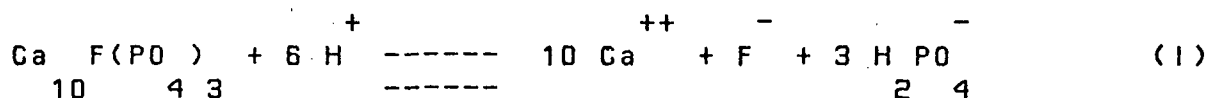
Devido às muitas diferenças existentes entre a dissolução dos fosfatos no solo e nos extratores de laboratório, os teores de P solúvel obtidos pelos vários métodos devem ser encarados apenas como indicativos da solubilidade dos fosfatos no solo. Portanto as solubilidades dos fosfatos nos extratores podem estar mais ou menos correlacionadas com suas eficiências agronômicas, dependendo entre outros, do método de extração. (KORNDORFER, 1978).

As diferenças na reatividade com a utilização de rochas fosfáticas eram atribuídas principalmente às propriedades físicas, como tamanho da partícula e superfície

de contato. LEHER e Mc CLELLAN, (1972), mostraram que os componentes apatíticos de origem sedimentar, pertencem a uma série de carbono-apatitas com diferentes graus de substituição do PO_4^{3-} por $\text{CO}_3^{2-} + \text{F}^-$; F^- por Cl^- ou OH^- e Ca^{2+} por Na^+ ou Mg^{2+} na estrutura da apatita. Tais substituições alteram a estrutura destes minerais, modificando sua solubilidade (CHIEN, 1977).

Na medida em que aumenta o grau de substituição isomórfica de uma apatita, principalmente do PO_4^{3-} por $\text{CO}_3^{2-} + \text{F}^-$, aumenta a reatividade desta no solo e nos extratores orgânicos (LEHER e Mc CLELLAN, 1972; CARO e HILL, 1956; CHIEN, 1977; ENSMINGER et al, 1967; ARMINGER e FRIED, 1957).

Um dos principais fatores que afetam a solubilização do fósforo no solo é o pH. Em solos com pH superior a 5,0 diminui sensivelmente a solubilidade dos fosfatos naturais. Tal fato pode ser explicado pela seguinte equação:



(CHU et al, 1962; ARMINGER e FRIED, 1957; ZAMUZ e CASTRO, 1975; KAMPRATH, 1976).

O consumo de íons H^+ para dissolução da apatita demonstra seu efeito corretivo na acidez do solo. VETTER e

FRUCHTENICHT (1970) citam que 100 Kg de P_2O_5 sob a forma de hiperfosfato tem efeito de uma calagem de 80 Kg de CaO .

Solos com altos teores de Ca na solução do solo solubilizam mais lentamente os fosfatos naturais, porque além dos íons Ca^{++} estarem presentes geralmente em solos com maior pH, trata-se de um dos produtos da reação do fosfato (HOWELER e WOODRUFF, 1968). Pela mesma razão a concentração de $H_2PO_4^-$ na solução implica na redução da velocidade da reação.

2.4 A SOLUBILIZAÇÃO BIOLÓGICA DOS FOSFATOS

Já no início do século, SACKETT *et alii* (1908) evidenciaram a capacidade dos microorganismos em solubilizar fosfatos. Esta solubilização, era maior quando ocorria simultaneamente com processos de nitrificação (KELLY, 1918; PIKOVSKAIA, 1948).

Na ausência de microorganismo, as raízes podem tomar parte ativa na solubilização (GERRETSEN, 1948), no entanto em solos infectados tanto a solubilização quanto a produção aumentavam significativamente (GRAVES e WEBLEY, 1965; ALEXANDER, 1980).

KATZNELSON e BOSE (1959) observaram que as raízes das plantas exerciam uma ação fortemente seletiva, favorecendo os organismos mais ativos fisiologicamente que aqueles no solo, afastado das raízes. Sugeriram que este fato era decorrência de aminoácidos e carboidratos presentes na superfície das raízes.

Estes produtos são provenientes de exudatos e resíduos vegetais depositados espontaneamente na rizosfera, que além de suprir as exigências nutricionais, promovem uma seleção de microorganismos (MACHADO *et alii*, 1985; GERRETSEN, 1948; SPERBER, 1958A).

O número de organismos, presentes na superfície das raízes e da rizosfera é muito grande. KATZNELSON e BOSE (1959) encontraram na rizosfera populações seis vezes superior às dos solos de controle e dezoito vezes maior, na superfície das raízes. SWABY e SPERBER (1959) afirmaram que os solubilizadores constituem de 20 a 40% da população da rizosfera, contra 10 a 15% da população do solo distante da rizosfera.

Através de contagem de bactérias solubilizadoras de $\text{Ca}(\text{PO}_3)_4$, BERENOVA (1965) encontrou no solo 2,6 a 3,9 milhões de bactérias por grama e na rizosfera 21,9 a 27,4 milhões por grama. ROSA (1982) concluiu, que a densidade de microorganismos mantinha-se em profundidades de até 30 cm em raízes de leguminosas.

TOMASHEVS'KA et alii (1957) concluíram que a mobilização ou imobilização do fósforo relacionada com a atividade de microorganismos é dependente da proporção de matéria orgânica P e N do meio. ALEXANDER (1980) caracterizou como o principal mecanismo de solubilização, a produção de ácidos orgânicos.

SPERBER (1957) identificou ácidos orgânicos produzidos na dissolução como voláteis: fórmico, acético e propiônico e como não voláteis: láctico, glicólico, fumárico,

adípico e succínico.

A produção de ácidos pelos microorganismos, detetados por carbonato de cálcio demonstrou que havia maior porcentagem de organismos que produziam ácidos do que, organismos que solubilizavam. A produção de ácido láctico foi muito significativa (LOUW e WEBLEY, 1958).

Segundo TARDIEUX-ROCHE (1962) a variação da efetividade dos microorganismos em solubilizar fosfato, é devida aos diferentes tipos de ácidos produzidos.

MUROMTSEV (1959) observou que *Aspergillus niger* transforma o açúcar do meio quase completamente em ácido cítrico, que pode formar quelatos. BAJPAI e SUNDARA RAO (1971) também verificaram a produção de ácido cítrico e ácido láctico, por *Bacillus megaterium* var. *phosphaticum*, *B. megaterium*, *B. circulans* e *Escherichia freuddi*.

Para a solubilização do fósforo, os gêneros mais ativos encontradas por ALEXANDER (1980) foram: *Pseudomonas*, *Mycobacterium*, *Micrococcus*, *Bacillus*, *Flavobacterium*, *Pennicillium*, *Sclerotium*, *Fusarium* e *Aspergillus*.

KOBUS (1961) afirmou que 10% à 95% dos organismos eram capazes de solubilizar $\text{Ca}(\text{PO})_3\text{42}$. Os actinomicetos mais ativos, pertencem a família *Streptomycetaceae*.

GELLER (1969) identificou como microorganismos fosfato solubilizadores: *Pseudomonas denitrificans* e *Mycobacterium albuin* que solubilizaram 40% de $\text{Ca}(\text{PO})_3\text{O}_4$ e *Bacillus megaterium*, 60% do $\text{Ca}(\text{PO})_3\text{O}_4$.

CARVALHO, et alii (1969) concluíram que todas as linhagens de *Aspergillus* e *Penicillium* demonstraram capacidade solubilizadora, porém apenas *A. niger* solubilizou quantidades apreciáveis.

BOSE (1971) determinou que 17 de 27 algas azuis são capazes de solubilizar fosfatos.

PAUL e SUNDARA RAO (1971) identificaram como solubilizadores: *Bacillus megaterium*, *B. subtilis*, *B. brevis*, *B. fulvifaciens*, *B. pumilus* e *B. polymyxa*.

MISHOUSTINE (1972), observou que o *Aspergillus niger* solubilizou 92% de fosfato. *Fusarium avenaceum* solubilizou 85% e *Alternaria* sp 82%. Entre as bactérias o *Bacillus megaterium* solubilizou 61,7% do $\text{Ca}(\text{PO})_3\text{O}_4$.

Diversos fosfatos insolúveis podem sofrer a ação dos organismos. SEN e PAUL (1957) identificaram bactérias capazes de solubilizar fosfato tricálcico. MUROMTSEV (1959) verificou a solubilização da apatita e AGNIHOTRI (1970), verificou a

ação de fungos, com significativa solubilização sobre fosfato tricálcico, hidróxi apatita e fluorapatita.

A inoculação pode aumentar o fósforo disponível, como observaram BAJPAI e SUNDARA RAO (1971) usando estrume animal como inoculante. GAUR e OSTWAL (1972), usando a cultura do trigo em tratamentos com rocha fosfatada em presença de *Bacillus polymyxa* mostraram que a inoculação foi mais efetiva que a aplicação de rocha fosfática no solo. Contudo, em 1973 os mesmos autores testando a solubilização de rochas com baixos teores de fósforo observaram que o tratamento com superfosfato foi superior ao tratamento com microorganismos.

COLE et alii (1977), através de um modelo de simulação, no qual os principais controles eram o P solúvel, conteúdo de P na solução do solo e as relações das distribuições de P no solo, foram capazes de caracterizar as interrelações do P entre suas principais formas, conforme figura 02.

A mineralização do P orgânico (PO), fonte de significativa importância de P na solução do solo (CHAUAN et alii, 1981; DAUGHTREY et alii, 1973; ENWEZOR, 1966) pela ação dos organismos é influenciada por diversos fatores como temperatura, pH, umidade, conteúdo de P orgânico e teor de matéria orgânica. A mineralização se inicia com uma relação C:

P do solo próxima de 200 porém, torna-se mais efetiva quando a relação excede 300 (ENWEZOR, 1966).

CHAUAN *et alii*, (1979) estudaram a mineralização do P orgânico dentro e fora das formas microbianas, através de estudo da dinâmica do fósforo dentro do sistema do solo. Após avaliar as trocas nas formas de P (fração lábil, inorgânica e orgânica) com suplementação de Carbono como fonte de energia a cada 30 dias, relataram que do P adicionado, 22 a 39% foi transformado em formas orgânicas de P após 9 meses de incubação. Afirmaram também que as trocas na forma do fósforo (P inorgânico para P orgânico), podem ocorrer rapidamente, seguindo as adições de matéria orgânica. A relação C:P da biomassa do solo e da biomassa total foi respectivamente 20:1 e 35:1, indicando um alto conteúdo de P nos produtos gerados, à partir de cada aplicação de substrato. Quando a celulose foi aplicada em tratamento sem fósforo houve uma redução de 25% no P lábil, sugerindo que a adição continuada de celulose sem P podem exaurir as reservas de P lábil, deixando a população microbiana dependendo da mineralização das formas de P orgânico.

CHAUAN *et alii*, (1981) avaliaram o efeito do nível de fosfato lábil inorgânico em solos com alto e baixo nível inicial de P, com adição de celulose, sobre sua imobilização, mineralização e redistribuição do fósforo nativo ou adicionado

em incubação. Verificaram que a carência de P eventualmente reduziu a decomposição da celulose adicionada, efeito parcialmente compensado pelo incremento da mineralização das formas de P orgânico. O fósforo adicionado foi redistribuído tanto como P inorgânico (58 a 69%) como P orgânico (42-31%).

DAUGHTREY *et alii* (1973) observaram que a taxa de mineralização é proporcional a quantidade de fósforo total existente.

A ação de solubilização dos fosfatos são exercidas por enzimas chamadas de fosfatases, que catalisam a quebra das moléculas do fosfato de etila, glicero fosfato e fosfato de fenila. Para que atuem em fosfolipídios e na hidrólise de ácidos nucleicos as fosfatases devem conter diesterases em sua estrutura, (ALEXANDER, 1980).

GOSGROVE *et alii* (1970) verificaram a liberação do P do ácido fítico e seus sais de cálcio-magnésio-fitina, com acúmulo de inositol pela ação da fitase. Segundo ALEXANDER, (1980) as fitases também catalisam a liberação de P dos fosfatos de inositol. São capazes de sintetizar tal enzima gêneros de *Aspergillus*, *Penicillium*, *Rhizopus*, *Cunningamella*, *Arthrobacter*, *Streptomyces*, *Pseudomonas* e *Bacillus*.

MARTIN (1973), demonstrou que houve redução de P

monoinositol hexafosfato de 8% para 0,4%. A mineralização do fosfato de inositol, ao redor do sistema radicular, ocorria pela presença de microorganismos com capacidade de desfosforizar o monoinositol hexafosfato.

2.5 O USO DE RESÍDUOS URBANOS NA AGRICULTURA

O uso agrícola do lodo se dá em 25% das nações (EPA,1984) e na maioria dos países do bloco europeu de acordo com a Conferência Europeia sobre Manejo de Resíduos Urbanos.

As soluções tradicionais como descarga em oceanos, devido a ameaça que representam ao meio ambiente, tendem a ser abandonadas como prática de disposição, sendo que atualmente, nos E.E.U.U. esta opção já está proibida por lei. A incineração é uma das alternativas mais caras pois além de exigir vultuosos investimentos, possui um alto custo operacional para concentração do lodo para combustão e ainda cuidados para eliminação de gases contaminantes produzidos (MENDES,1981).

A utilização do lodo de esgoto na agricultura no entanto exige algumas precauções, pois o lodo "in natura" apresenta problemas a serem superados, tanto sob o aspecto ambiental (EPA,1984; WEBBER,1984); como sua viabilidade econômica (MENDES,1981).

Patógenos humanos e seus ovos, presentes no esgoto doméstico podem ser classificados em 4 grupos: Bactérias (Salmonella, Shigella, Mycobacterium, Klebsiella,

Clostridium), Protozoários (Entoameba, Giardia, Trichomona), Helminthos (Ascaris, Taenia, Trichiurus) e Víruses (Adnovirus, Rotavirus), (KOWAL, 1985).

O tipo e número de organismos patogênicos no lodo é função da natureza do esgoto, população atendida, tipo de tratamento do esgoto e do lodo. As bactérias e os vírus que ficam adsorvidos a partículas sólidas (e a formação de colônias no caso de bactérias), tendem a coprecipitar durante a fase de separação no sistema de tratamento de esgoto, sendo desta forma, uma quantidade significativa destes seres, vindos da fase líquida, a se concentrar na fase sólida.

De forma similar, parasitas (Helminthos e Protozoários) encistados e seus ovos também são concentrados na fase lodo, de forma variável em função de seu peso específico. Consequentemente, a concentração de patógenos potenciais presentes no lodo é significativa. (FERGEN, 1973).

Existem processos específicos para destruir organismos patogênicos no lodo, como exemplos a pasteurização, oxidação a baixa pressão, tratamentos com elevação do pH, compostagem a altas temperaturas (acima de 55°C), desinfecção química, radiação, etc. A necessidade e o tipo de desinfecção em geral, é função da natureza do lodo, método de tratamento e do uso que se prevê ao lodo (EPA, 1974).

A prática de aplicação do lodo na agricultura, leva a duas formas principais de risco: sobrevivência de agentes infecciosos no solo, que resultam na contaminação dos produtos agrícolas e/ou a contaminação do ambiente, especialmente das águas, resultante do escoamento superficial e percolação. (EPS,1984).

A aplicação do lodo no solo leva consigo elementos que podem constituir um perigo a produção agrícola e ao ambiente (EPS,1984).

A absorção de metais pesados pelas plantas é influenciada por propriedades do solo (como pH, etc., teor de matéria orgânica, etc.) e pelas características das plantas pois algumas tem tendências a acumular metais pesados, enquanto outras tem pouca afinidade para absorver tais elementos (EPA, 1974).

A classificação dos metais com relação ao risco, nos remete a dois grupos: os de pequeno risco e os de significativo risco. No primeiro grupo, estão o Magnésio, Ferro, Alumínio, Cromo, Arsênico, Selênio, Antimônio, Mercúrio e Chumbo. Alguns destes, notadamente Alumínio, Ferro, Magnésio e Cromo estão presentes em quantidades razoáveis (entre 0,5 e 1%), contudo são considerados de pequeno risco porque formam complexos orgânicos e inorgânicos estáveis, óxidos e

hidróxidos ou carbonatos, particularmente em solos alcalinos, com alto conteúdo coloidal, orgânico ou inorgânico. O Antimônio, Arsênico, Mercúrio e Selênio, estão normalmente presentes no lodo em quantidade insuficientes por apresentar sérios riscos, desde que, as aplicações de lodo sejam avaliadas pelo conteúdo de nitrogênio requerido pelas culturas (WEBBER, 1984).

Os elementos de significativo perigo são o Cádmio, Cobre, Molibdênio, Níquel e Zinco. Destes o Cádmio parece apresentar o maior perigo, razão pela qual usualmente existem considerações especiais nos manuais das agências de proteção ambiental a seu respeito (EPA, 1984; WEBBER, 1984; DMC COY *et alii*). WEBBER *et alii* (1983) elaboraram quadro comparativo das concentrações permitidas para metais pesados, constante na figura 3.

A aplicação de lodo de esgoto nos solos, técnica a muito empregada, traz muitos benefícios relacionados no aumento do teor de matéria orgânica no solo, melhorando suas propriedades físicas, químicas e biológicas. (SANTOS FILHO e TOURINHO, 1982; BETTIOL *et alii*, 1983).

Por outro lado com o aumento dos níveis de aplicação de lodo, associado a nitrificação e a liberação de ácidos orgânicos pelo lodo foi verificado o abaixamento do pH

(CUNNINGHAM *et alii*, 1975; OLIVEIRA, 1982).

Usando lodo na cultura do milho, BETTIOL *et alii*, (1983) concluíram que o lodo de esgoto pode ser utilizado como fonte de nutriente. RIBAS JR., (1987) e OLIVEIRA, (1982) no entanto, não encontraram diferença significativa na produção de milho com uso exclusivo de lodo.

Cerca de 90% dos Municípios do Estado do Paraná, possuem disposição final inadequada de lixo urbano, a maioria a céu aberto, causando poluição ambiental e graves problemas de saúde pública (FANTINI e ARESTA, 1986).

CANASSA (1986) estudando o destino final do lixo das cidades de Cascavel, Foz do Iguaçu, Guarapuava, Londrina, Paranaguá, Ponta Grossa, Telêmaco Borba, Toledo e Umuarama, concluiu que a reciclagem do lixo urbano, através de usinas vinculadas ao sistema de compostagem, além de dar um destino adequado aos resíduos sólidos, sob o ponto de vista ambiental, são também viáveis socialmente e economicamente, no universo estudado, com uma rentabilidade média de 58,9% e um tempo de retorno médio de 2,27 anos.

O uso de composto de lixo urbano, próximo das cidades nos últimos anos tomou impulso devido a elevação do preço dos fertilizantes (MAZUR *et alii*, 1983).

A compostagem é um processo biológico de degradação da matéria orgânica existente no resíduo, transformando-o em um produto homogêneo e estável, pela ação dos microorganismos. (PAWLOWSKY e RODA, 1981)

Os microorganismos decompõem a matéria orgânica utilizando o carbono como fonte de energia e o nitrogênio para estruturação de suas células em uma relação 30:1, quando o carbono está em quantidade menor que a requerida, o excesso de nitrogênio é liberado na forma de amônia.

De acordo com KIEHL, (1986) os principais fatores que influem na compostagem são os microorganismos, o teor de umidade, aeração e temperatura. Quando estes fatores são mantidos em condições ótimas, a relação C/N inicial de 60 do lixo deverá num prazo de 30 a 60 dias chegar por volta de 17 quando inicia-se o processo de humificação.

Após o processo de compostagem, onde a temperatura atinge níveis mais elevados (acima de 50°C), há eliminação de organismos patogênicos. (PEREIRA NETO, 1987; PAWLOWSKY e RODA, 1981; STONG e WILES, 1975).

O efeito do composto de lixo urbano no solo, aumenta a disponibilidade do fósforo, relacionada com a redução da fixação do fósforo e/ou mineralização da matéria orgânica (MAZUR et alii, 1983a).

RIBAS JR. (1987) afirmou haver uma resposta significativa na produção do milho, mediante a aplicação de composto de lixo urbano. A atividade dos microorganismos solubilizadores de fosfato somente se encontravam ativos com a presença concomitante dos materiais orgânicos utilizados.

LYNCH (1986) concluiu que os efeitos prejudiciais de qualquer material sobre o crescimento das plantas e sobre o ambiente podem ser evitados. Por outro lado os efeitos benéficos a estrutura do solo e crescimento das plantas devem ser objeto de pesquisas dirigidas a compreensão e aproveitamento desses efeitos com a máxima eficiência.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 O SOLO UTILIZADO

O solo utilizado constitui-se de amostras de terra fina seca ao ar dos primeiros 15 cm de um Latossolo Vermelho Amarelo Alíco, desenvolvido a partir dos produtos provenientes de rochas sedimentares e cristalinas, principalmente arcólios e granitos três córregos, do pré-cambriano (EMBRAPA - SNLCS. Boletim Técnico 57, 1984), coletado na Estação Experimental do Canguiri.

As características químicas iniciais foram: pH= 5,5; Ca + Mg= 13,5 meq/100 cc; P= 5,2 ppm; K= 43 ppm; Al= 0,0 meq/100 g solo e C = 3,7% (Tabela 2). As determinações foram feitas no Laboratório de Fertilidade do Setor de Ciências Agrárias do Departamento de solos da UFPR. A análise granulométrica efetuada no Laboratório de Física dos Solos da UFPR, indicou a seguinte composição textural: areia total 25%, silte 21%, argila 54%.

3.2 0. FOSFATO NATURAL

O produto fosfatado teste, oriundo de rochas fosfatadas de patos de minas e produzido pela Golasfertil, apresentou-se com 26% de P_2O_5 total, com 4,5% de fósforo solúvel em ácido cítrico 2%.

3.3 OS RESÍDUOS URBANOS

As análises químicas de rotina foram feitas pelo Laboratório de Química de Solo, do Departamento de Solos do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná, e as determinações de metais pesados, pelo Laboratório de Química da Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente - SUREHMA.

3.3.1 O Composto de Lixo

Foi utilizado um composto de resíduo urbano com pH 4,8; Al 0,0 meq/100 cc; Ca + Mg > 10,0 meq/100 ml; P > 30,0 ppm; K > 120,0 ppm e C = 5,8% (Tabela 3). O composto foi preparado e adquirido junto a usina de tratamento do IPPUC-ISAN/PUC-Pr. Os teores de metais pesados em ug/g de composto de lixo urbano seco a 50°C foram: Cd, 1,39; Pb 164,34; Ca, 17.548,15; Co, 10,28; Cu, 446,69; Cr, 103,26; Fe, 71.000; Mn, 568,48; Ni, 25,0; K, 5.882,04; Zn, 957,11 (Tabela 4), para uma relação C/N de 10:1.

3.3.2 O Lodo de Esgoto

Foi utilizado um lodo aeróbico proveniente da ETE/BELEM, que trata dos esgotos domésticos da cidade de Curitiba. O material entregue desidratado e seco ao ar apresentou as seguintes características químicas: pH 7,3, Al

0,0 meq/100 cc, Ca + Mg > 10 meq/100 cc, P > 30 ppm, K > 120,0 ppm e C 10% (Tabela 3). Os teores de metais em ug/g de lodo de esgoto a 50 OC: Cd, 1,39; Pb, 149,63; Ca, 8.807,55; Co, 6,70; Cu, 275,19; Cr, 226,10; Fe, 15.300; Mn, 407,27; Me, 2,78; Ni, 43,40; K, 1.920,50; Zn, 808,95 (Tabela 3), para uma relação C/N de 10:1.

3.4 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

3.4.1 Tratamentos

3.4.1.1 TESTEMUNHA

3.4.1.2 COMPOSTO - Adicionado 57,2 g de composto por quilograma de solo (Peso seco).

3.4.1.3 LODO - Adicionado 36,9 g de lodo por quilograma de solo (Peso seco).

3.4.1.4 LODO+PN - Adicionado 36,9 g de lodo e 8,5 g de fosfato natural por quilograma de solo. (Peso seco)

3.4.1.5 COMPOSTO+PN - Adicionado 57,2 g de composto por quilograma de solo e 8,5 g de fosfato natural por quilograma de solo. (Peso seco)

3.4.2 Preparo dos Tratamentos

3.4.2.1 TESTEMUNHA

Foram tomados 1,5 quilogramas de TFSA do solo referido na secção 3.1., para cada repetição e granulado manualmente a uma umidade de 60% da capacidade de campo com água destilada e colocado em 5 frascos de vidro ambar, para

Incubação.

3.4.2.2 Demais Tratamentos

Foram tomados 1,5 quilogramas de TFSA do solo referido na secção 3.1., para cada repetição e granulado manualmente a uma umidade de 60% da capacidade de campo com água destilada e colocado em 10 frascos de vidro ambar, para incubação, com adição dos diferentes componentes descritos no item 3.4.1. e extensivo quarteamento antes da granulação.

3.4.3 Condições de Incubação

Os frascos foram incubados em estufa de circulação de água, a uma temperatura de $37 \pm 1^\circ\text{C}$.

A umidade foi mantida à 60% da capacidade de campo pela adição de água destilada, duas vezes por semana até peso inicial, descontado do peso das amostras retiradas.

3.4.4 Amostragens

Foram retirados com espátula esterilizada, alíquotas de aproximadamente 200 g de cada repetição, nos seguintes intervalos de tempo: 0, 4, 8, 10, 30, 60, 90 e 120 dias.

Em seguida misturadas as 5 alíquotas das repetições

de cada tratamento, homogeneizadas em condições assépticas e subdivididas em 3 sub amostras. Uma para análise de P solúvel, outro para determinação da respiração e biomassa microbiana e a terceira para contagens de microorganismos.

3.5 DETERMINAÇÕES ANALÍTICAS

3.5.1 Fósforo Solúvel

Determinado colorimetricamente utilizando reagente de molibdato de amônio em solução extratora de HCl 0,05N + H₂SO₄ 0,025N, segundo EMBRAPA (1979).

3.5.2 Fosfato Total

Efetuada no Laboratório de Nutrição Mineral de plantas segundo metodologia de JACKSON (1958), para digestão total do solo e determinação do fósforo total pelo método colorimétrico cor azul, com aparelho PL4 ZEISS, filtro HG578, com material restante de todas as amostragens, para cada tratamento, após homogeneização e quarteamento.

3.5.4 Contagem de Bactérias e Fungos Totais e Solubilizadores

A avaliação da população microbiana e solubilizadores de fosfato foi determinada de acordo com KATZNELSON *et alii* (1962), suplementando o meio com peptona (0,5 g) e extrato de levedura (0,5 g) e diferenciando as bactérias e fungos pela adição de rosa bengala (5 ml), estreptomocina (1 ml) e cicloheximida (1 ml).

As condições ótimas do ensaio determinadas experimentalmente, recomendaram as diluições 10^{-3} para contagem das colônias fúngicas e 10^{-4} à 10^{-6} para contagem das populações bacterianas. Foram utilizados controles para se assegurar dos efeitos de contaminação com os resultados sendo traduzidos para número de propágulos por grama de solo seco.

3.5.5 Biomassa Microbiana

Determinou-se pelo método de JENKINSON e POWLSON (1976), modificado por CARVALHO e RIBAS JR (1986) no sentido a utilização do ácido sulfúrico 0,019N e hidróxido de sódio 0,5N para as titulações, adicionando-se 3 gotas de fenoftaleína 0,5% como indicador.

A Biomassa foi determinada pela diferença entre o CO_2 liberado pelo solo que recebeu fumigação (X) pelo CO_2 liberado pela amostra de solo não fumigada (x) no período de 0 a 10 dias de incubação com os resultados expressos em mg $C/100 g$ solo.

Para cada determinação foi utilizado uma curva padrão de carbonato de potássio com concentrações de 0,010; 0,020; 0,050; 0,100; 0,150; 0,200; 0,250 gramas de carbonato de potássio.

A Biomassa de C foi calculada utilizando-se a fórmula

$$B = (X - x)/0,45.$$

3.5.6 Respiração

Foi determinada pela liberação de CO_2 através da amostra de solo que não recebeu fumigação no período de 0 a 10 dias de incubação, com os resultados expressos em $mg\ CO_2 / 100\ g$ solo, de acordo com JEKNINSON (1976).

3.6 TRATAMENTO DOS DADOS

Os dados obtidos nas diferentes determinações foram tabulados e transformados em gráficos específicos, através da utilização do programa LOTUS 1,2,3 e PRINTGRAPH em microcomputador tipo NEXUS 1600, marca SCOPUS.

4. RESULTADOS E DISCUSSOES

4.1 MÉTODO DE ANÁLISE

Para, em condições controladas de umidade e temperatura, melhor conhecer a cinética da solubilização do fósforo no solo, bem como avaliar a evolução de parâmetros que interferem neste processo, foram incubados tratamentos com e sem fosfato natural com e sem suplemento de matéria orgânica, conforme descrito na secção 3.4.

Objetivando possibilitar uma avaliação mais abrangente, foram mantidas diversas condições do experimento conduzido por RIBAS JR., 1987. Desta forma foi avaliado, em condições de incubação "in vitro", o mesmo solo, as mesmas fontes de matéria orgânica e o mesmo fosfato natural.

Da mesma forma, procurou-se manter os mesmos controles, para as avaliações cinéticas, que foram: o fosfato solúvel, respiração do solo, biomassa microbiana, contagem de fungos e bactérias totais e solubilizadores.

Para observação da cinética da solubilização do fósforo, optou-se pelo extrator de Melich. O método de análise em uso tem funcionado com relativo sucesso, notadamente em

condições de fertilidade natural do solo ou quando são empregados fosfatos solúveis, uma vez que os trabalhos de comparação de métodos não mostram, de modo consistente, qualquer vantagem em substituir as soluções extratoras, atualmente em uso, por outras. (RAIJ *et alii*, 1982; KOCHHMANN *et alii*, 1982; LOBATO, 1982). E ainda pelo fato comprovado porém, que os métodos em uso não tem funcionado em alguns solos argilosos (MUZILLI, 1982), principalmente quando se usam rochas fosfatadas (KOCHHMANN, *et alii*, 1982; CABALA *et alii*, 1982; RAIJ *et alii*, 1982). Nestas circunstâncias as correlações com aumento de produtividade e outras respostas biológicas, apresentam valores baixos de correlação.

Apesar de observado por CABALA e WILD (1982) e MAZUR *et alii* (1983), maiores níveis de correlação pelo método da resina, nas condições específicas do presente experimento, usando o mesmo solo, o mesmo fosfato natural e as mesmas matérias orgânicas RIBAS JR., (1987). Demonstrou nas suas condições experimentais que o método de Melich apresentou maior correlação que o método da resina. No presente experimento, observa-se também, que os resultados de P solúvel pelo método Melich, se mostraram coerentes com as demais curvas, conforme será descrito nesta secção.

As demais metodologias utilizadas, conforme descrito na secção 3, não apresentam maiores limitações ou

controvérsias, tendo um grau de precisão adequado as condições deste experimento.

4.2. A CINÉTICA DO FÓSFORO SOLÚVEL E A RELAÇÃO P SOLÚVEL X P TOTAL

Durante todo o período do experimento, o fósforo solúvel (PS) e a relação fósforo solúvel/fósforo total (PS/PT), se mantiveram constantes para os tratamentos TESTEMUNHA e COMPOSTO.

Os tratamentos se mantiveram em um nível próximo de 10 ppm, para P solúvel e 0,02 e 0,04 para a relação PS/PT. (Figuras 4 e 5).

Para o tratamento FOSFATO NATURAL (PN), o fósforo solúvel e a relação PS/PT se mantiveram constantes ao redor dos níveis de 32 ppm e 0,06 respectivamente, durante todo o período. O aumento dos níveis com relação a TESTEMUNHA é explicado pela adição do fosfato natural (Figuras 6 e 7).

Naqueles tratamentos em que foi utilizado o LODO e PN + LODO verificou-se uma tendência de queda para as curvas de fosfato solúvel e relação P solúvel/P total (Figuras 08, 09, 10 e 11). Estas quedas para o lodo se verificaram até os 16 dias, enquanto para PN + LODO até os 30 dias e de forma menos acentuada porque havia inicialmente uma maior quantidade disponível. A imobilização microbiana do fósforo solúvel, explicada nas secções 4.4 e 4.5, justifica estas tendências. Verificou-se nestes tratamentos uma estabilização das curvas

Figura 04 - CINÉTICA DO P SOLÚVEL NOS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E COMPOSTO

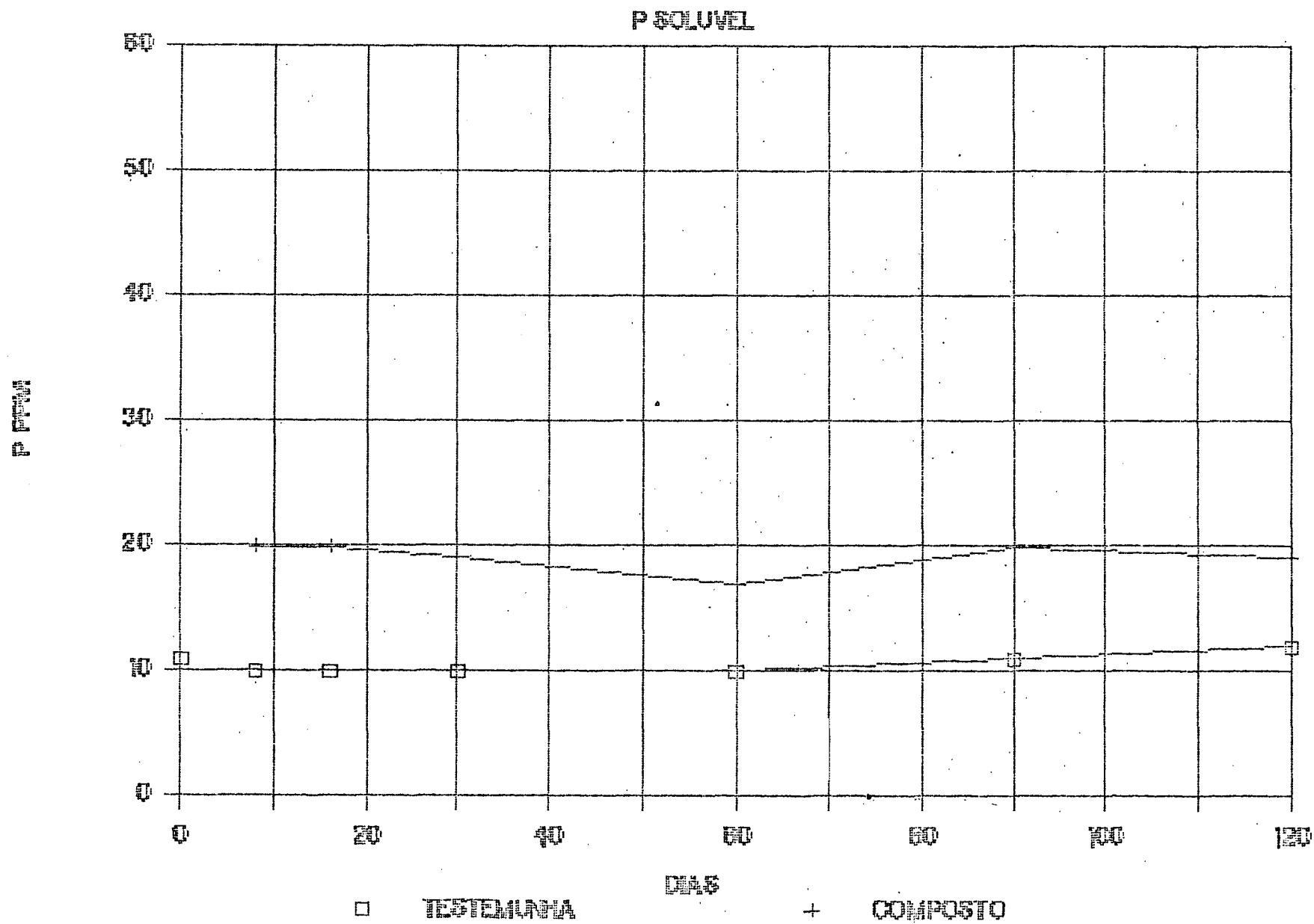


Figura 05 - CINÉTICA DA RELAÇÃO P SOLÚVEL/P TOTAL NOS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E COMPOSTO

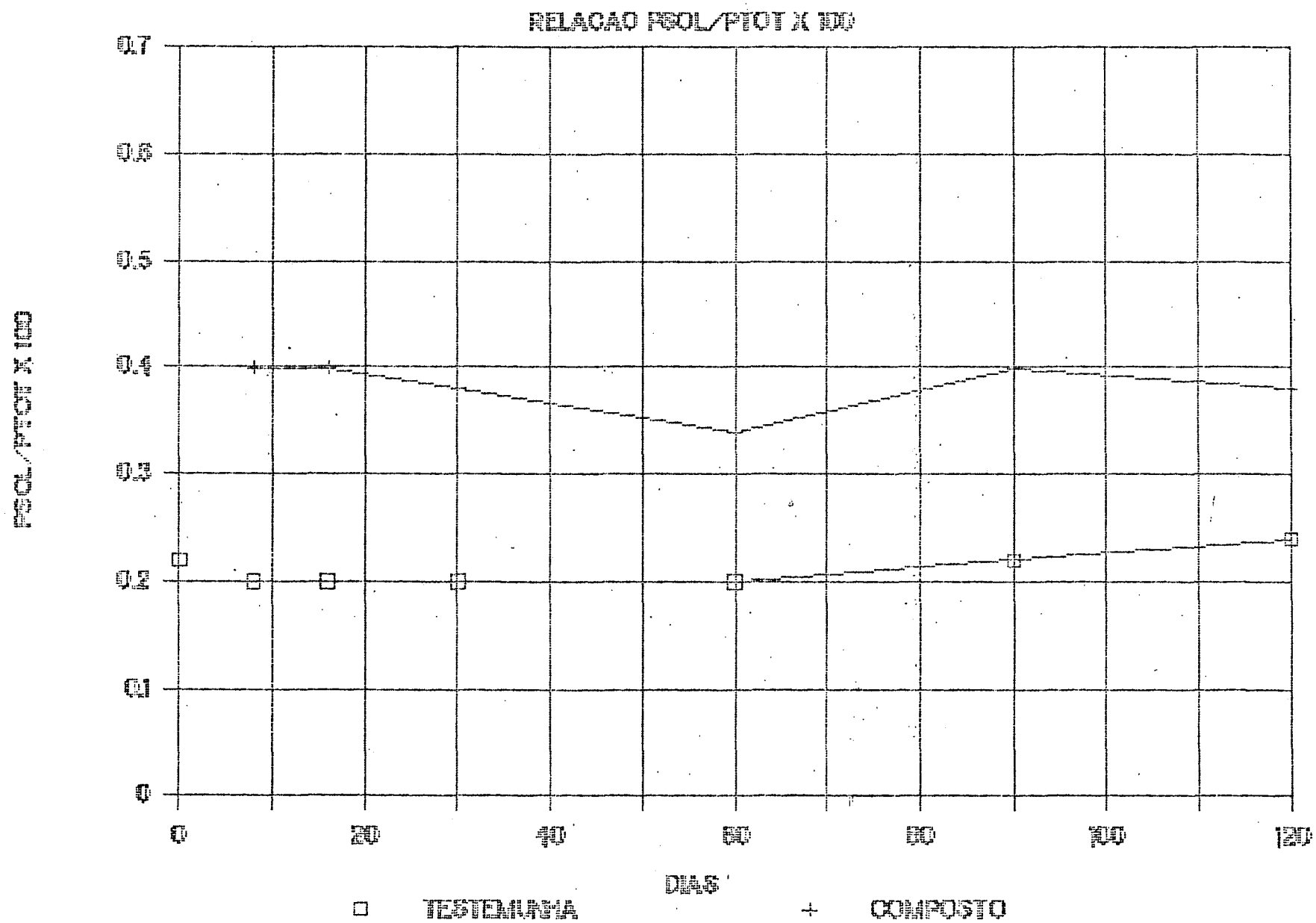


Figura 06 - CINÉTICA DO P SOLÚVEL NOS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E PN

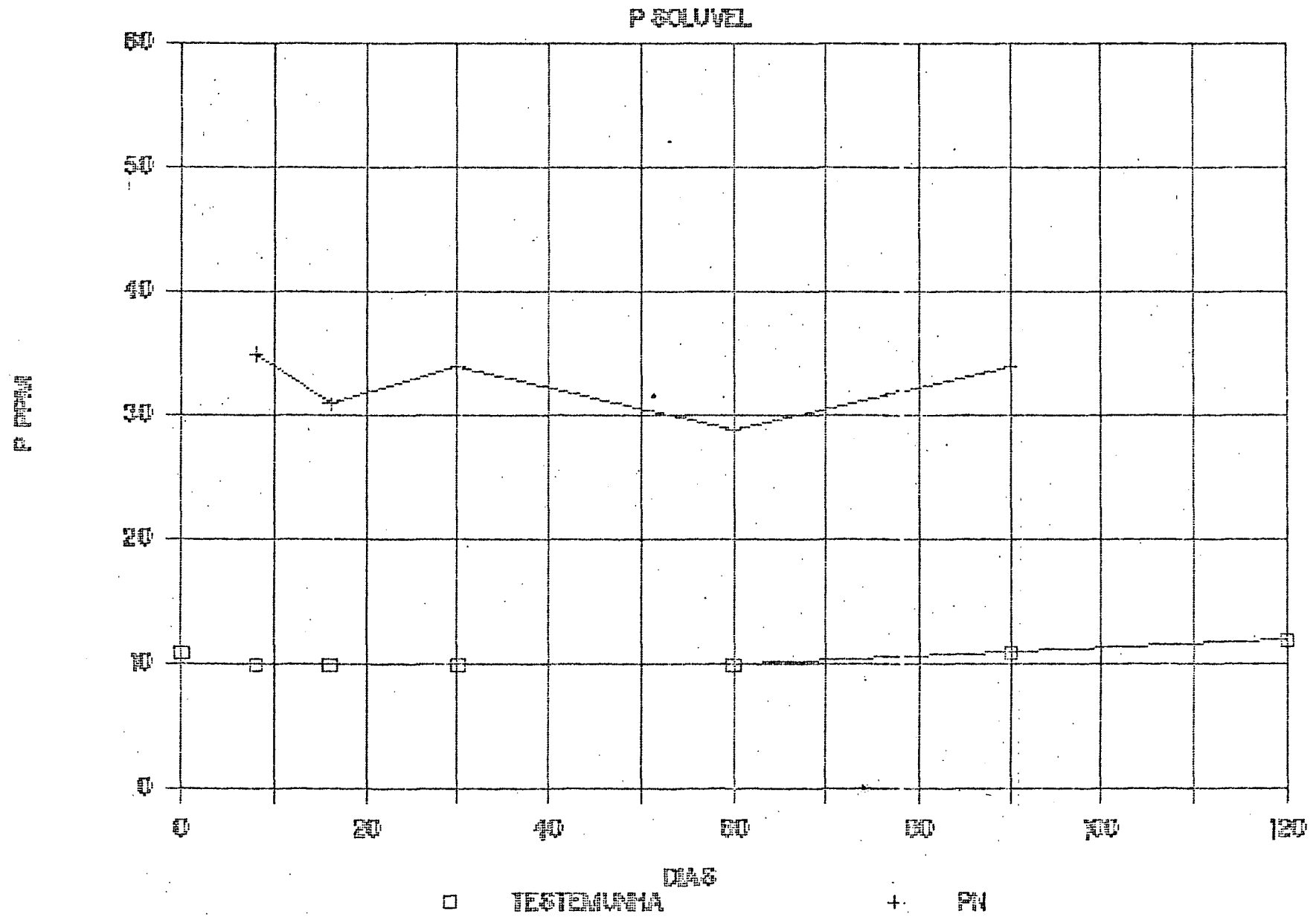


Figura 07 - CINÉTICA DA RELAÇÃO P SOLÚVEL/P TOTAL NOS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E PN

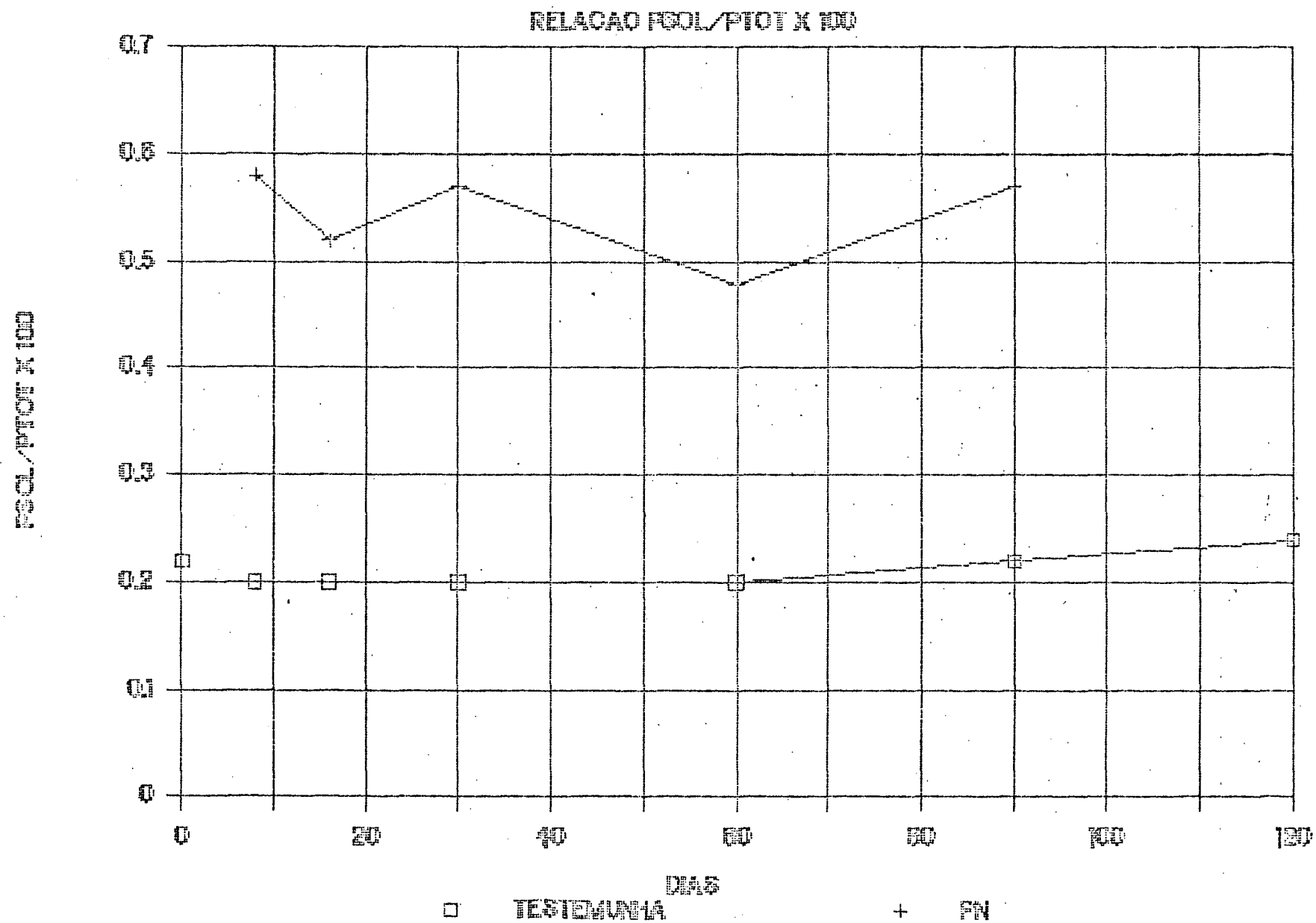


Figura 08 - CINÉTICA DO P SOLÚVEL NOS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E LODO

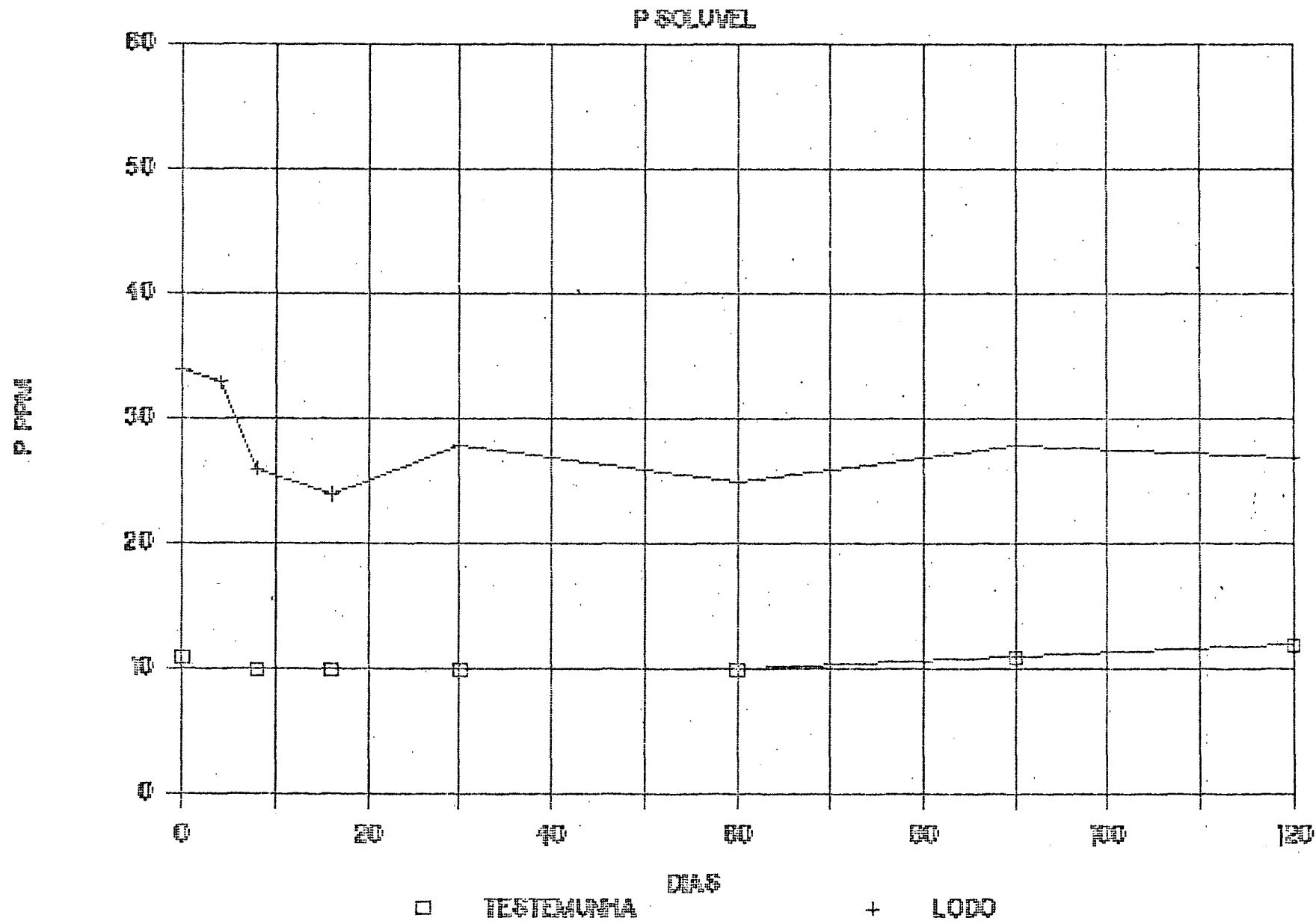


Figura 09 - CINÉTICA DO P SOLÚVEL NSO TRATAMENTOS TESTEMUNHA E PN + LODO

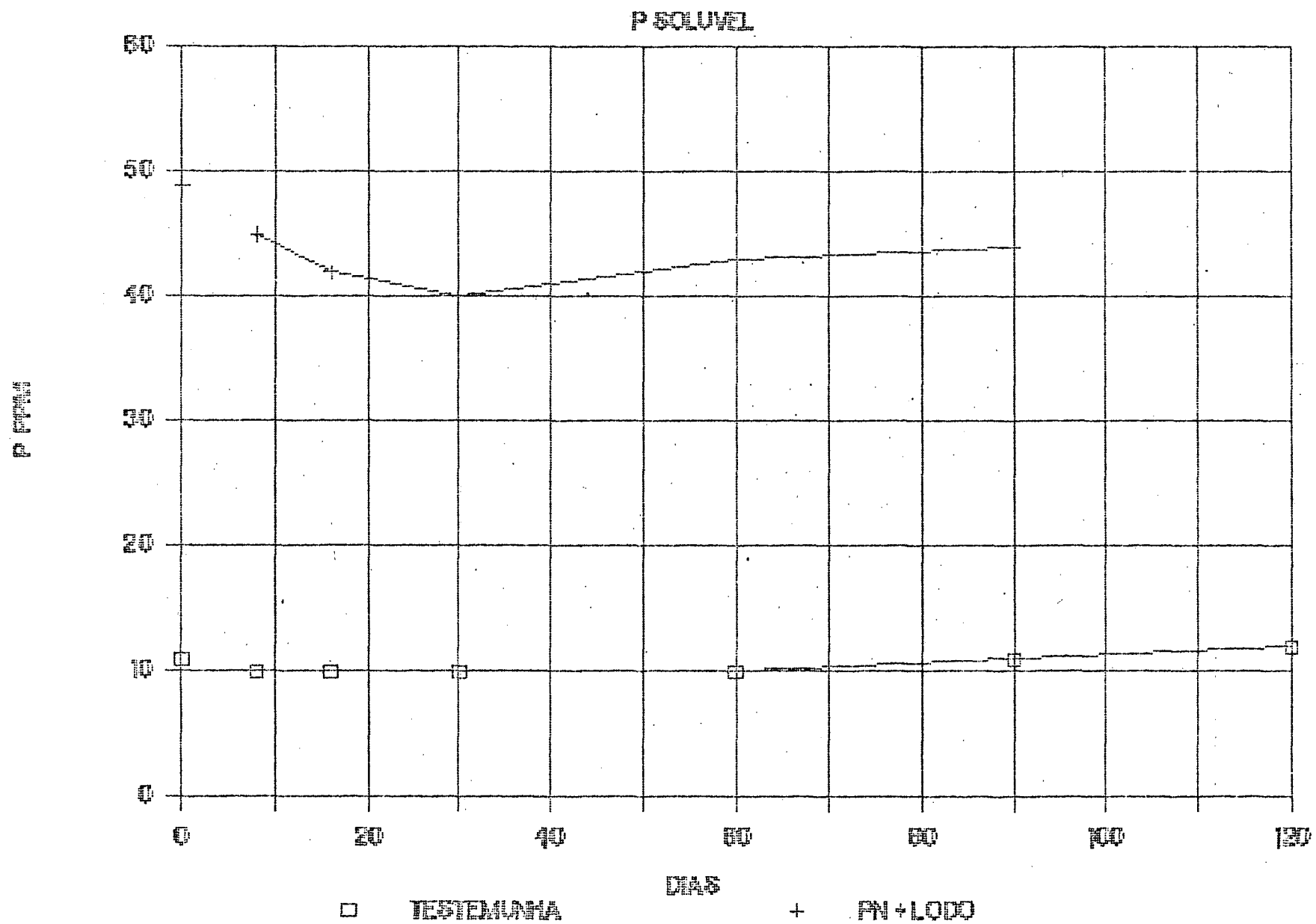


Figura 10 - CINÉTICA DA RELAÇÃO P SOLÚVEL/P TOTAL NOS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E LODO

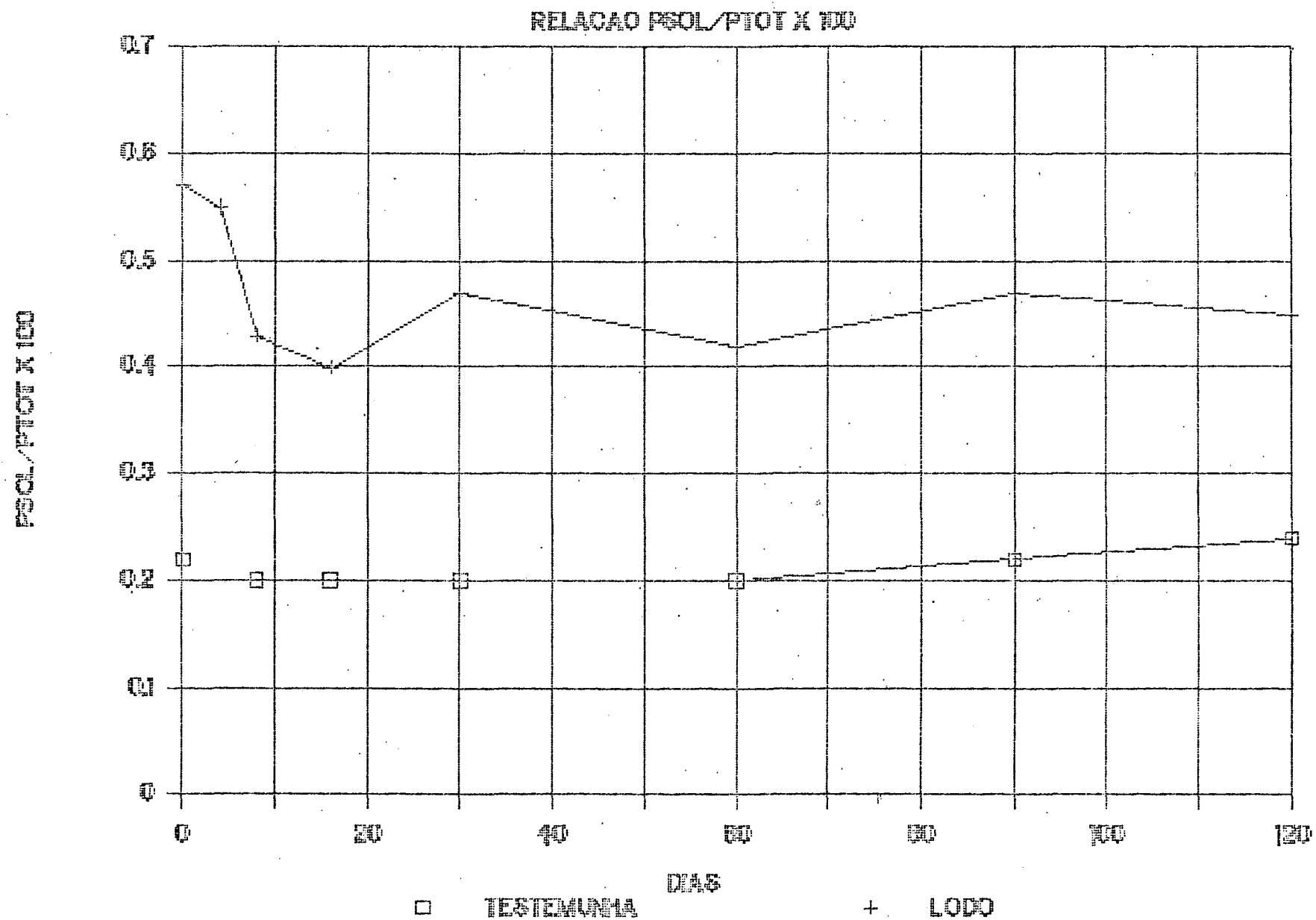
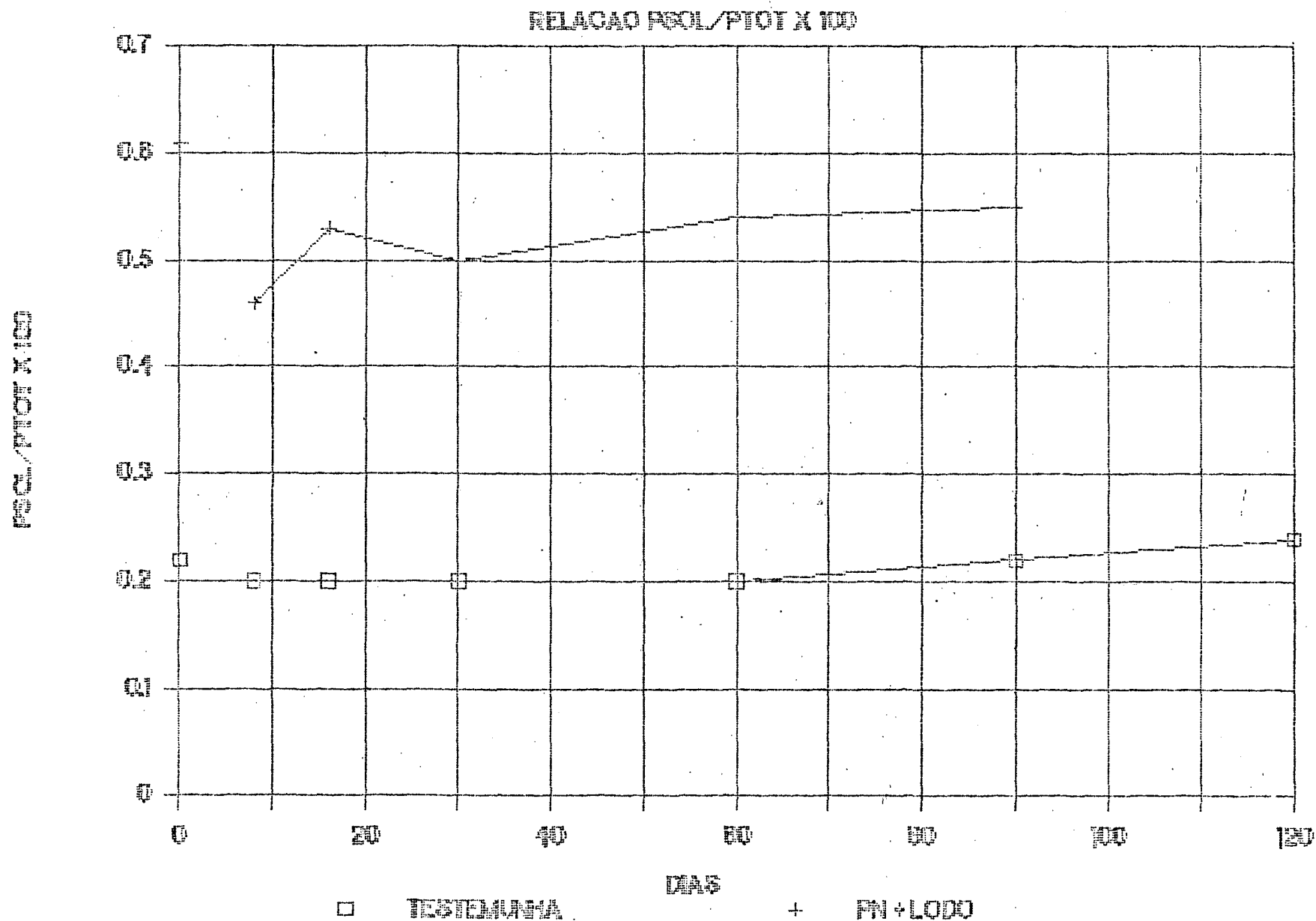


Figura 11 - CINÉTICA DA RELAÇÃO P SOLÚVEL/P TOTAL NOS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E
PN + LODO



após os períodos explicitados em níveis ligeiramente inferiores aos originais.

Para o tratamento PN + COMPOSTO, houve uma ligeira solubilização até a terceira amostragem, voltando a níveis abaixo do original e se mantendo constante até o final do experimento. (Figuras 12 e 13).

As evidências de mineralização, somente se observaram em períodos muito restritos do experimento, ocorrendo porém, níveis de fósforo acima de 20 ppm para o COMPOSTO, acima de 25 ppm para LODO e acima de 30 ppm para os demais com exceção da TESTEMUNHA que se manteve por volta de 10 ppm.

Os níveis iniciais de P, por serem mais elevados, principalmente nos tratamentos com suplementação de fosfato, bem como os níveis mantidos por todos o experimento, inibem a formação de curvas mais pronunciadas. A limitação da solubilização do P, pela própria quantidade de P disponível, foi relatada por LOUW e WEBLEY, (1959a); GAUR e OSTWAL, (1972); ZYKINA, (1980).

O fato de não haver sido verificado picos de solubilização, semelhantes aos observados por RIBAS JR., (1987), nos leva também a especular a possibilidade de que, os picos, naquele trabalho, tem forte influência da interação entre a população microbiana da rizosfera e a do

Figura 12 - CINÉTICA DO P SOLÚVEL PARA OS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E PN + COMPOSTO

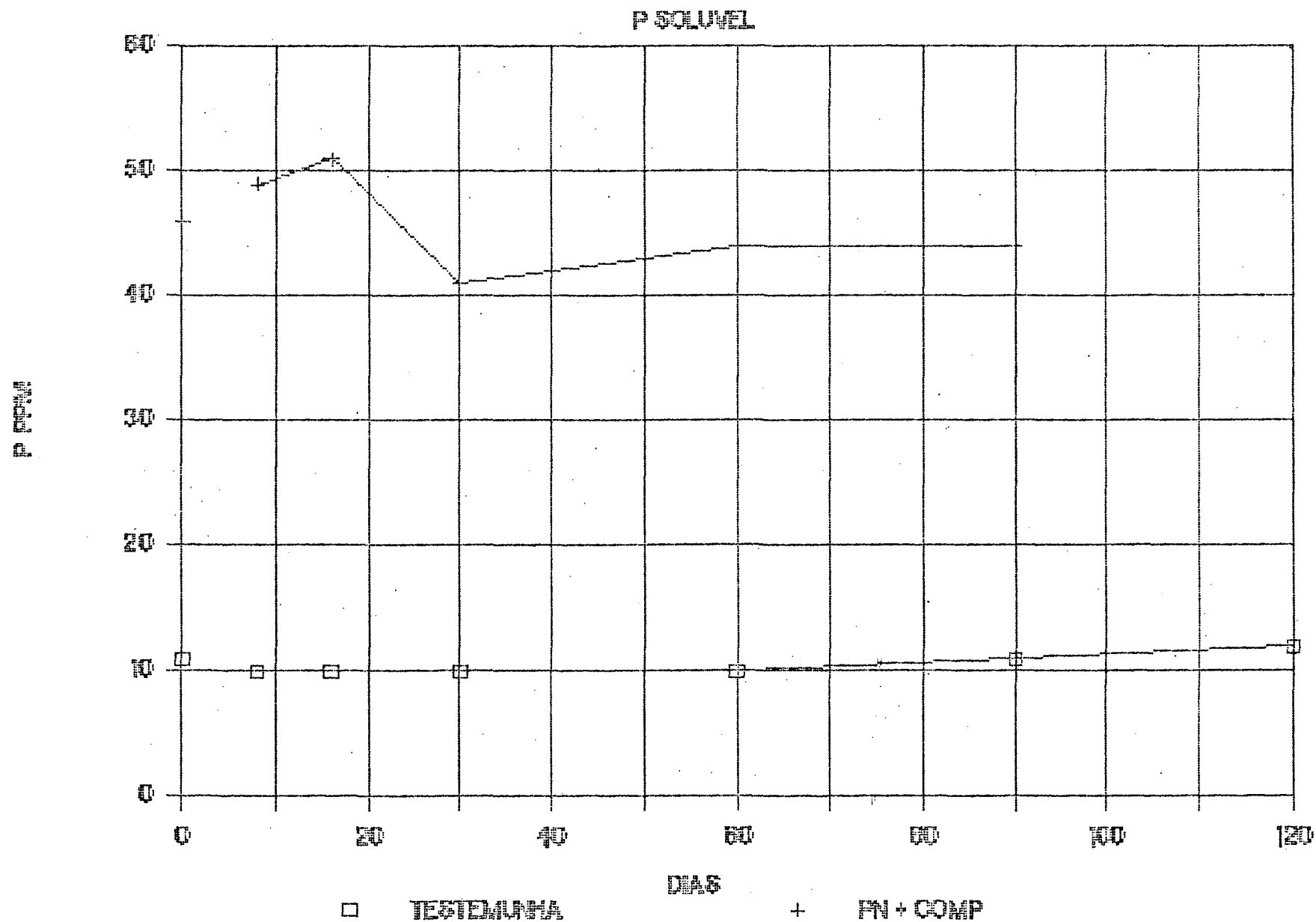
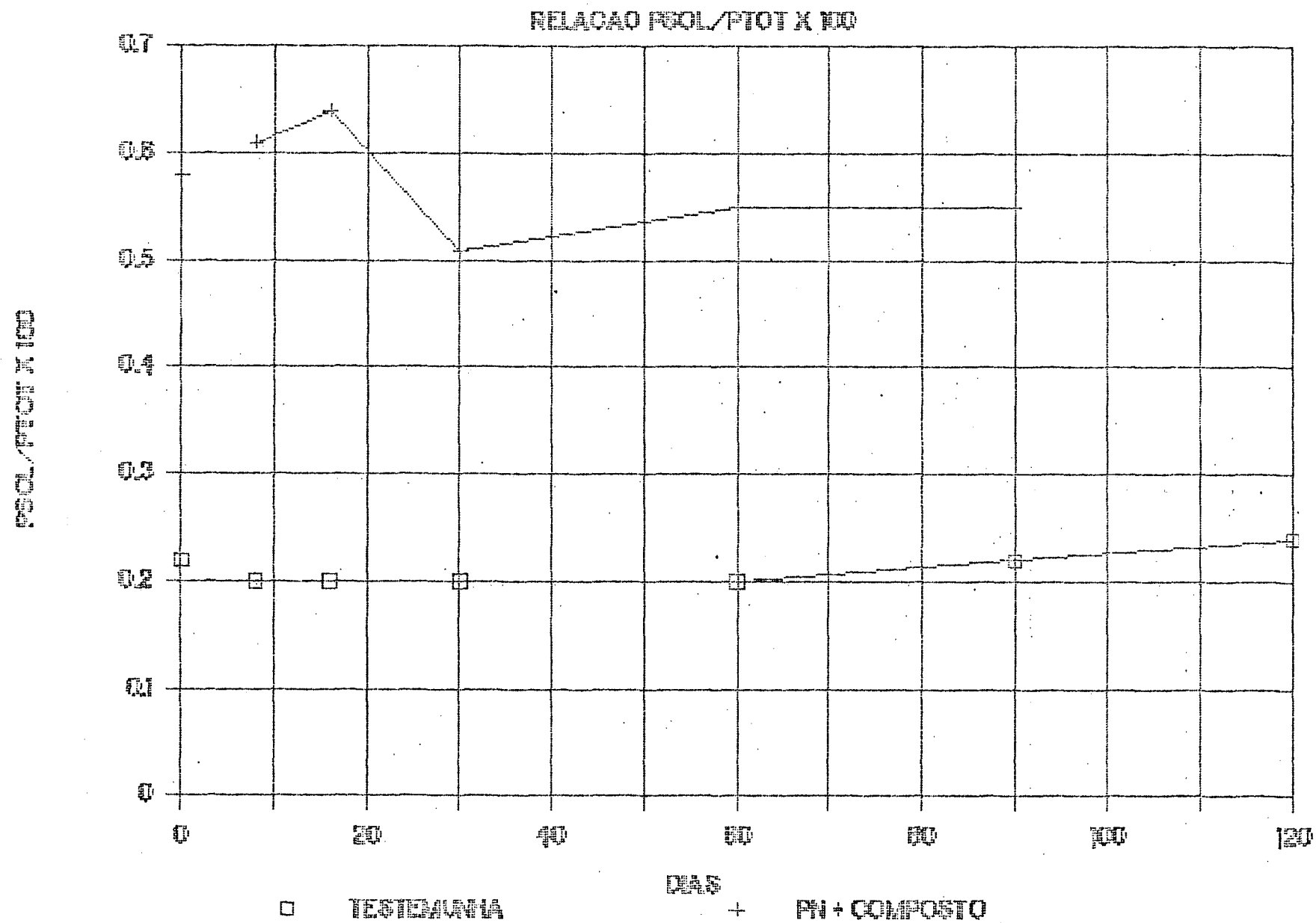


Figura 13 - CINÉTICA DA RELAÇÃO P SOLÚVEL x P TOTAL PARA OS TRATAMENTOS TESTE-MUNHA E PN + COMPOSTO



solo, o que estaria de acordo com as citações de KATZNELSON e BOSE, (1959); DOMMERGUES e MANGENOT, (1970); ALEXANDER, (1980); SPERBER, (1958); CORREIA, (1986); ROSA, (1982); BERENOVA, (1965); MACHADO *et alii*, (1985). Portanto no caso do presente trabalho, no qual, não existia a interação solo planta, estes efeitos de solubilização não seriam tão evidentes.

4.3 A CINÉTICA DA RESPIRAÇÃO

Os tratamentos TESTEMUNHA, PN e COMPOSTO apresentaram uma tendência inicial decrescente até a quarta amostragem, quando os valores de respiração ficaram abaixo de 10 mg CO₂ /100 g solo. Este fato pode representar, que os organismos que estavam presentes nestes tratamentos tiveram uma redução de atividade, até sua completa adaptação as novas condições ecológicas. Após este período inicial, as curvas se estabilizaram em valores próximos a 10 mg CO₂ /100 g solo (Figuras 14 e 15).

Nos tratamentos LODO e PN + LODO houve uma elevação inicial da respiração, seguida de uma tendência decrescente bimodal até a estabilização, que se deu nos valores de 16,49 e 17,58 mg CO₂ /100 g solo, respectivamente (Figuras 16 e 17).

Este fato pode representar alterações nas populações fungica e bacteriana em função de uma provável variação de substrato, conforme discussões na secção 4.5.

No tratamento PN + COMPOSTO, houve uma tendência decrescente nas 3 primeiras amostragens, ocorrendo no entanto, no 16º dia, um aumento de mais de 15 mg CO₂ /100 g solo. Após esta amostragem a curva voltou ao desenho esperado, com uma estabilização até o final do período (Figura 18).

Figura 14 - CINÉTICA DA RESPIRAÇÃO PARA OS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E PN

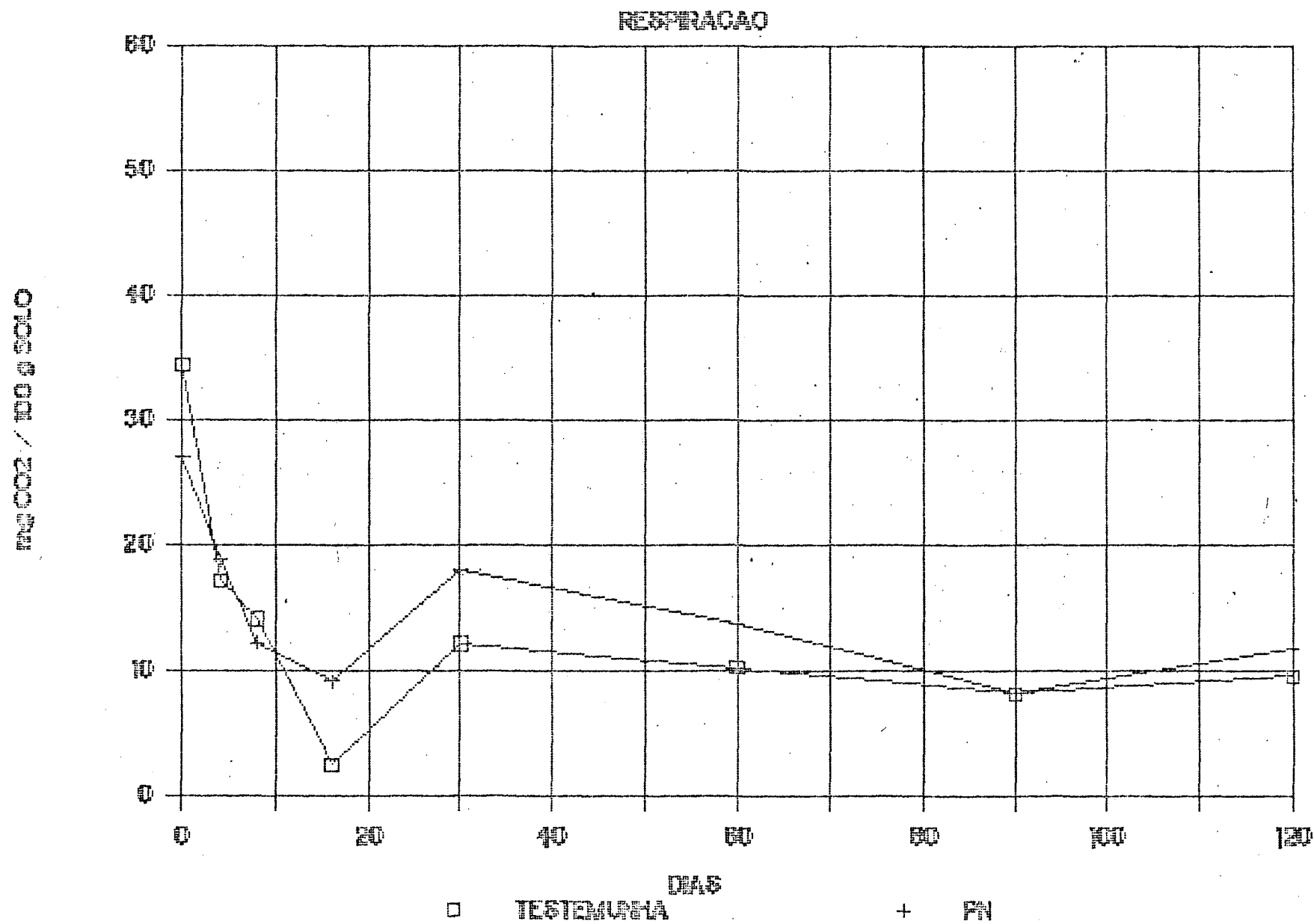


Figura 15 - CINÉTICA DA RESPIRAÇÃO PARA OS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E COMPOSTO

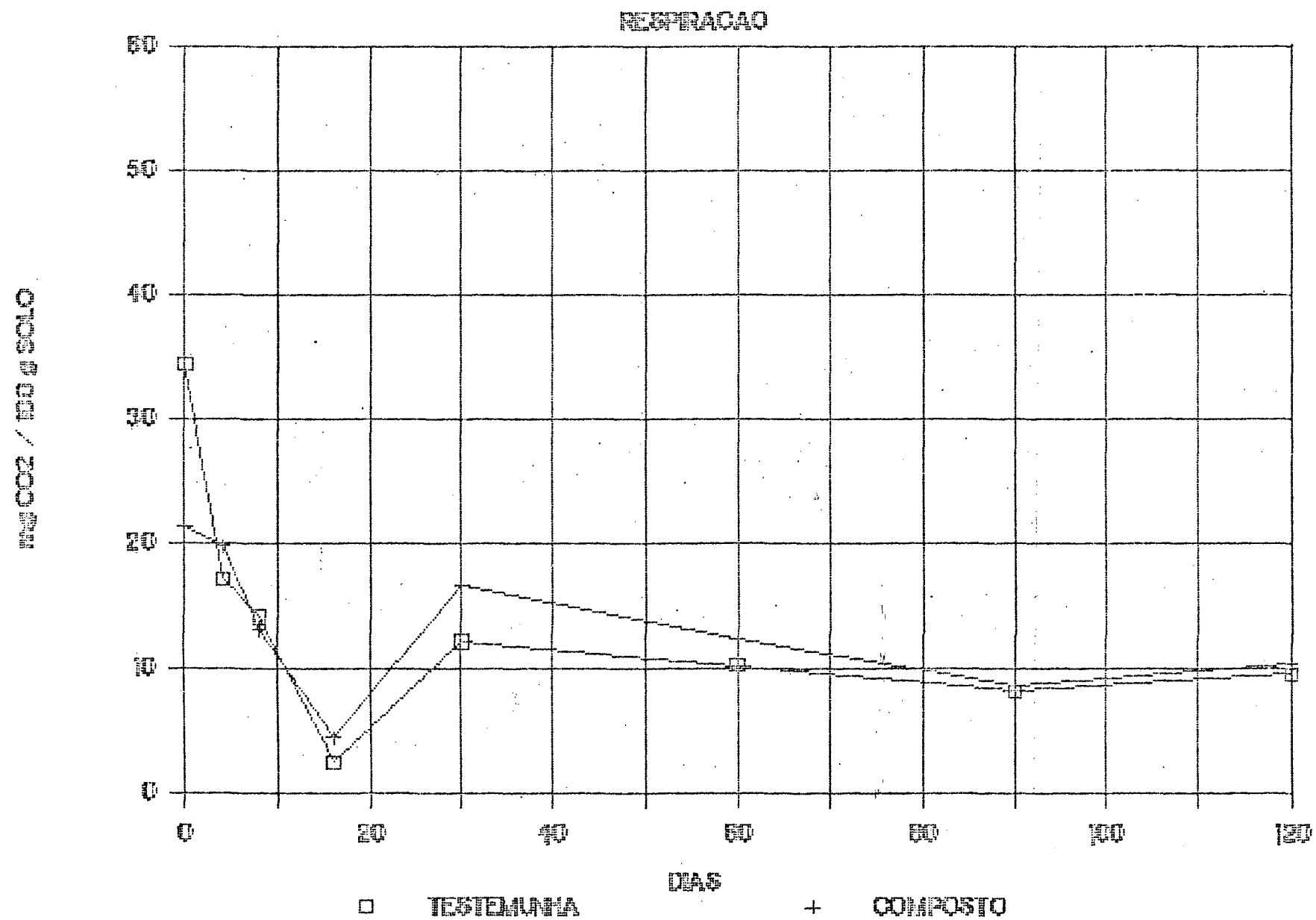


Figura 16 - CINÉTICA DA RESPIRAÇÃO PARA OS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E LODO

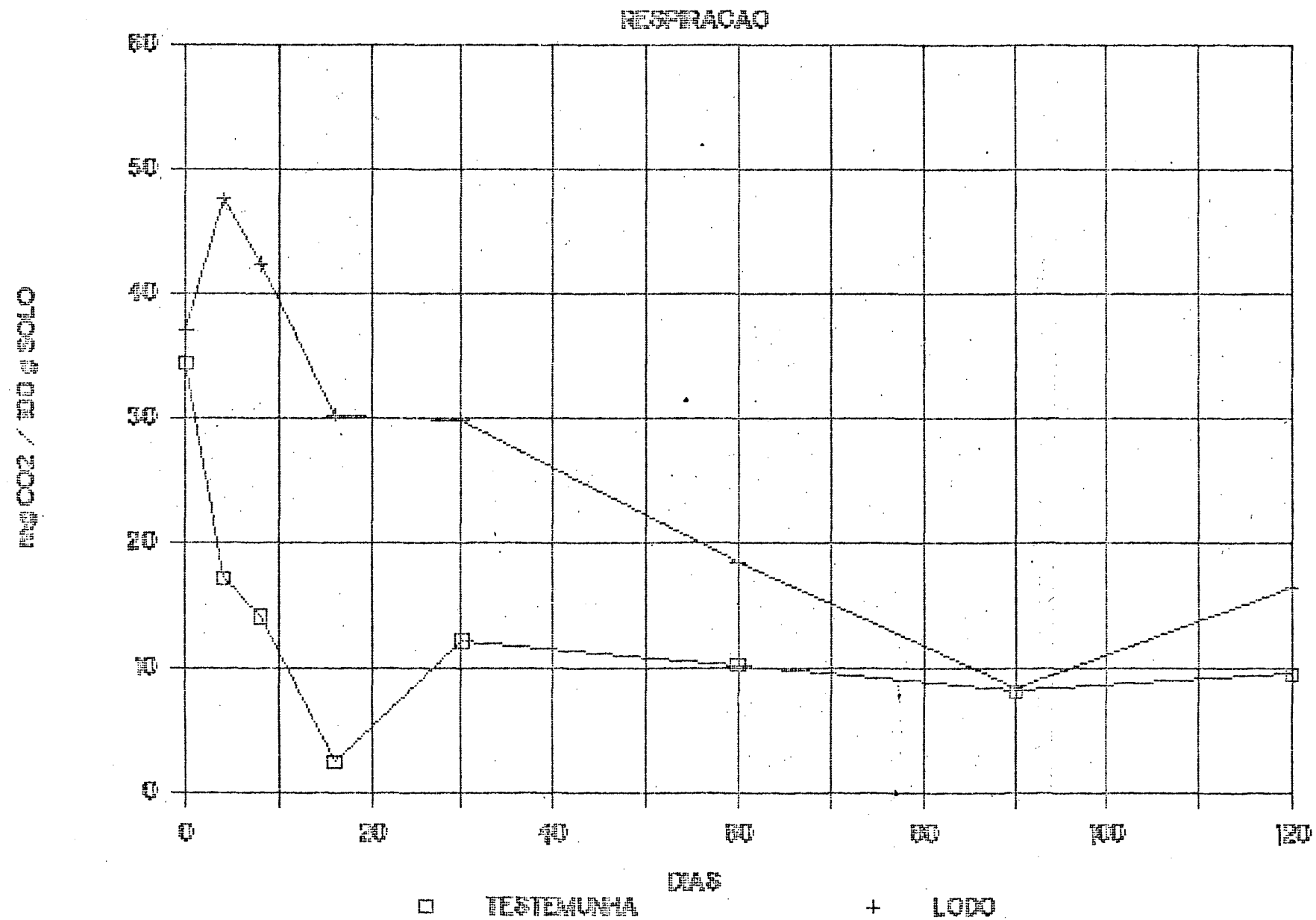


Figura 17 - CINÉTICA DA RESPIRAÇÃO PARA OS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E PN + LODO

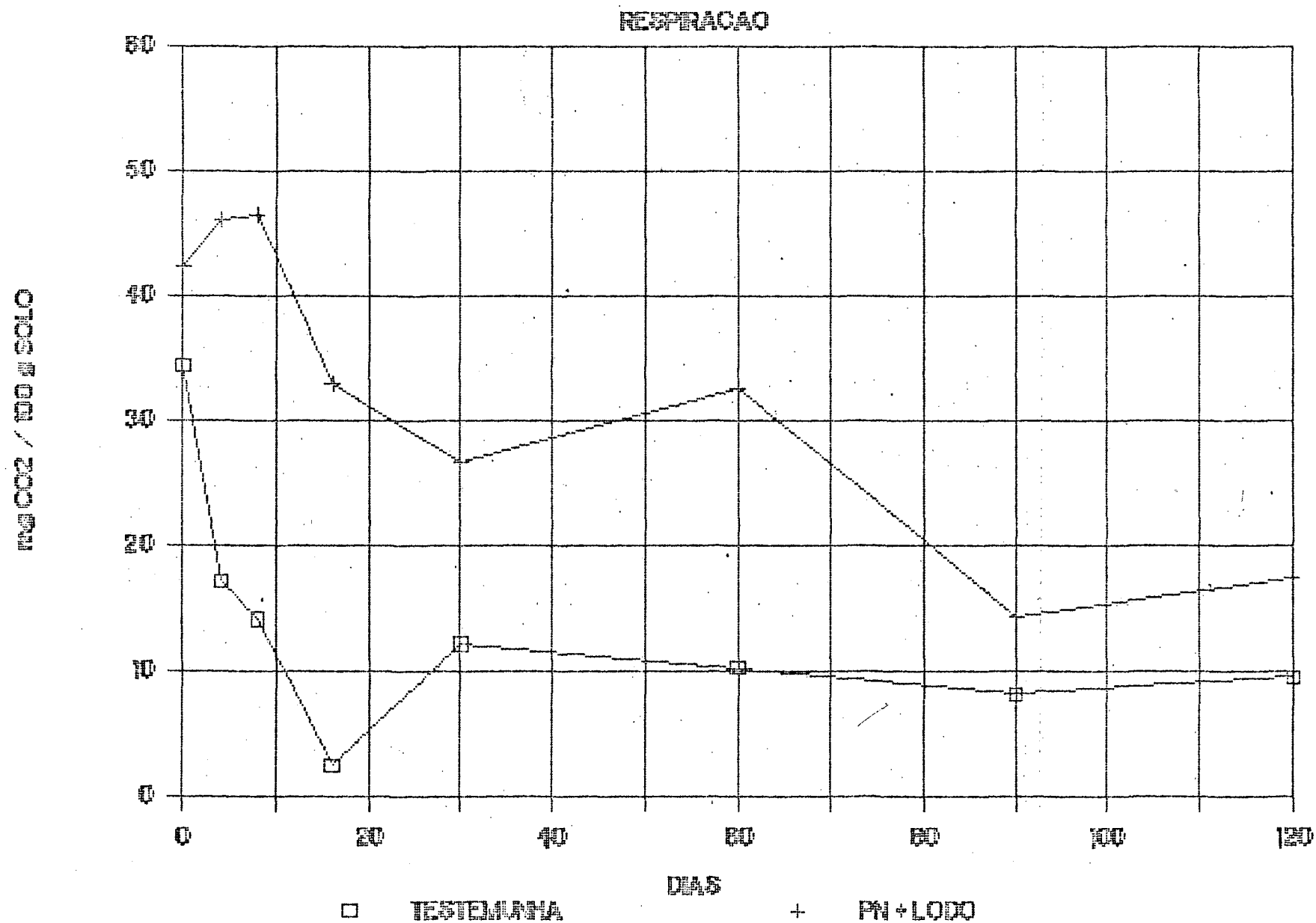
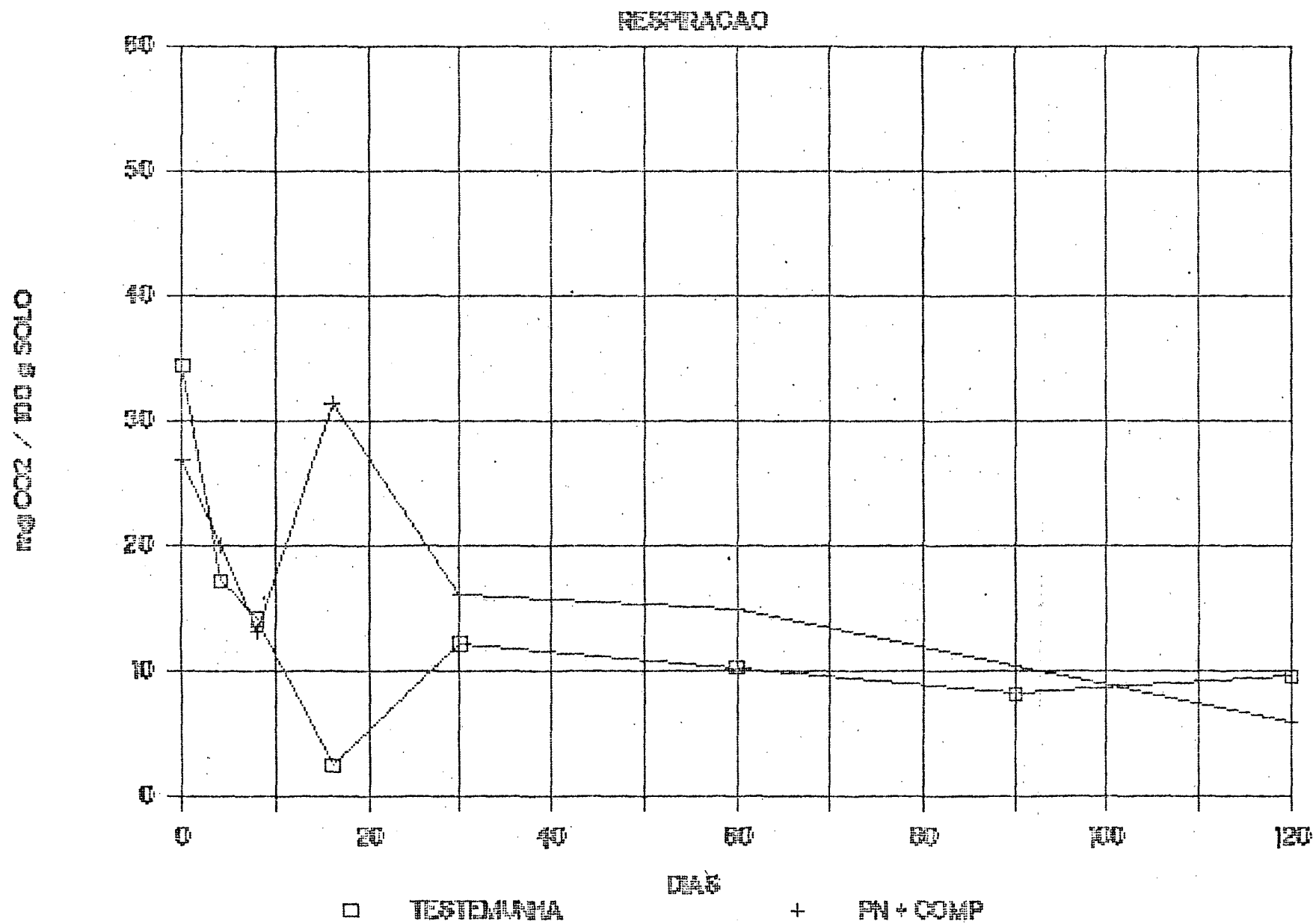


Figura 18 - CINÉTICA DA RESPIRAÇÃO PARA OS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E PN + COMPOSTO



Os níveis iniciais mais elevados de $P_{\text{solúvel}}$ e principalmente a pequena variação da relação $P_{\text{solúvel}}/P_{\text{total}}$ (Figuras 04 à 13) pode ser comparado com os gráficos apresentados, que mostram níveis iniciais de respiração, mais elevados, seguindo-se estabilizações. Esta comparação demonstra a coerência entre as curvas, pois de acordo com RIBAS JR. (1987) houve correlação entre as curvas da cinética de solubilização com a cinética da respiração.

4.4 A CINÉTICA DA BIOMASSA MICROBIANA

A curva descrita pelo tratamento TESTEMUNHA, apresentou um incremento inicial até a segunda amostragem, atingindo o valor de 23,55 mg C/100 g solo; baixou em seguida até o valor de 3,24 mg C/100 g solo, estabilizando-se nos níveis iniciais até o final do experimento (Figura 19).

Os tratamentos COMPOSTO e PN + COMPOSTO (Figuras 10 e 21) também seguiram esta dinâmica, porém com uma redução mais lenta dos valores de biomassa, ou função da matéria orgânica adicionada.

Os tratamentos LODO e PN + LODO descreveram dinâmica semelhante, porém, apresentaram aos 90 dias uma tendência a formação de um segundo pico, (Figuras 22 e 23), provavelmente devido ao desequilíbrio na população microbiana do solo, causado pela decomposição da matéria orgânica adicionada com o lodo, aos organismos que estavam presentes naquele material e suas sucessões. (Ver secção 4.5).

As curvas de biomassa estão coerentes com as de respiração, pois sempre após um período de maior atividade na respiração, havia o reflexo na formação da biomassa, como já haviam constatado DOMMERGUES, (1970); WALKESMAN (1963); ALEXANDER, (1964); MINHONI e GERRRI, (1987); e SPARLING e WILLIAMS, (1986). Exceção a esta tendência nos períodos das 2

Figura 19 - CINÉTICA DA BIOMASSA PARA OS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E PN

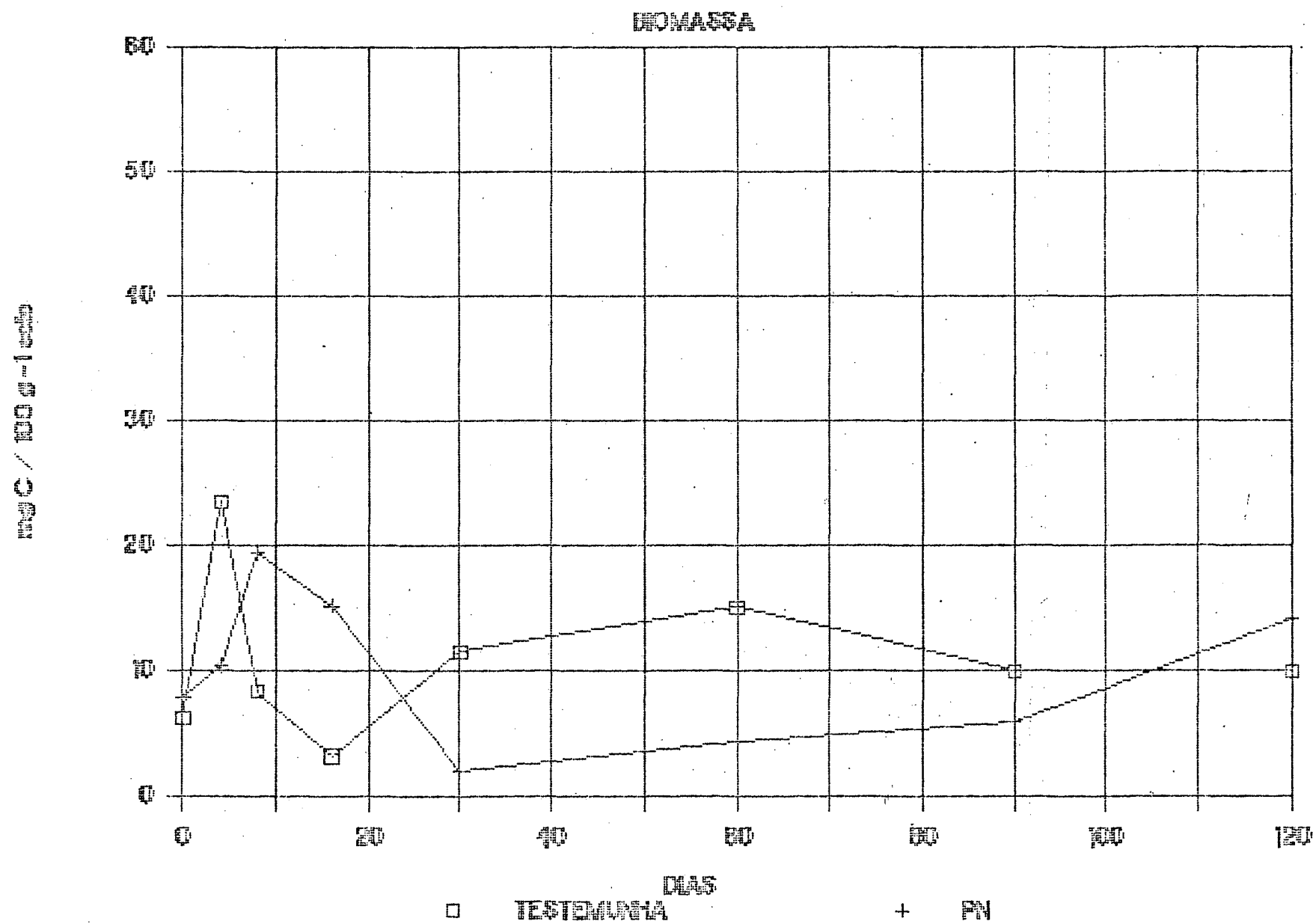


Figura 20 - CINÉTICA DA BIOMASSA PARA OS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E COMPOSTO

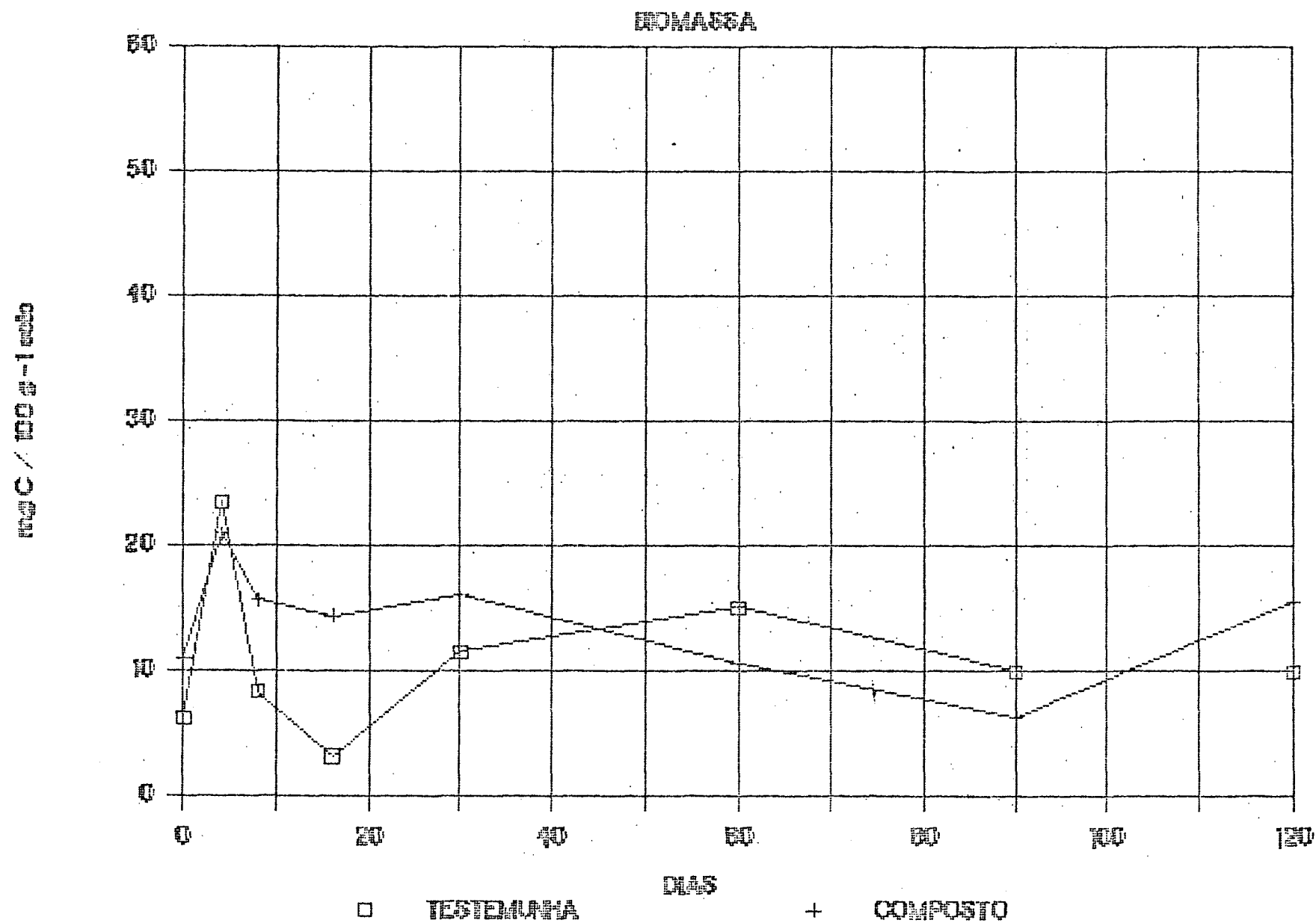


Figura 21 - CINÉTICA DA BIOMASSA PARA OS TRATAMENTOS PN + COMPOSTO

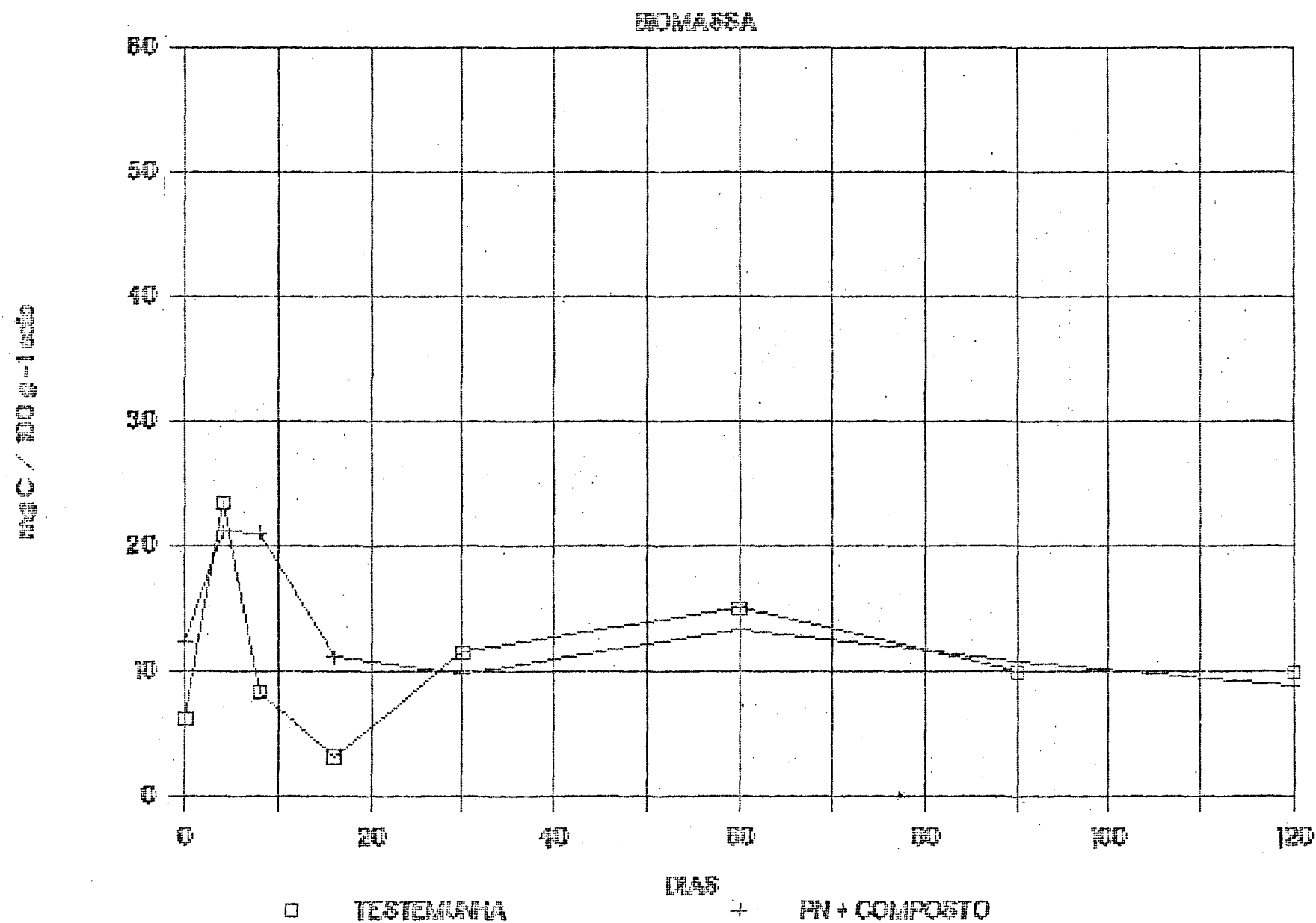


Figura 22 - CINÉTICA DA BIOMASSA PARA OS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E LODO

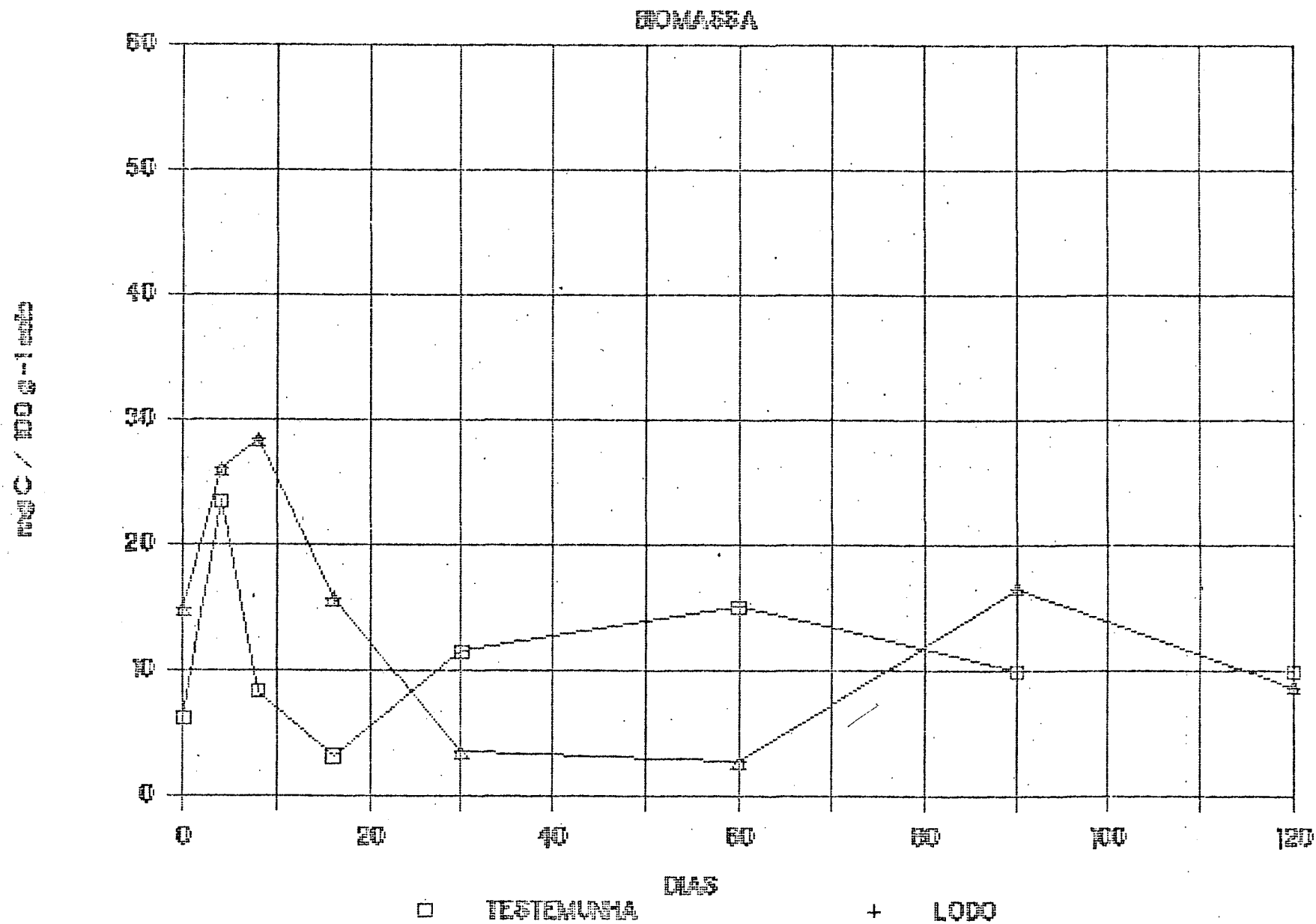
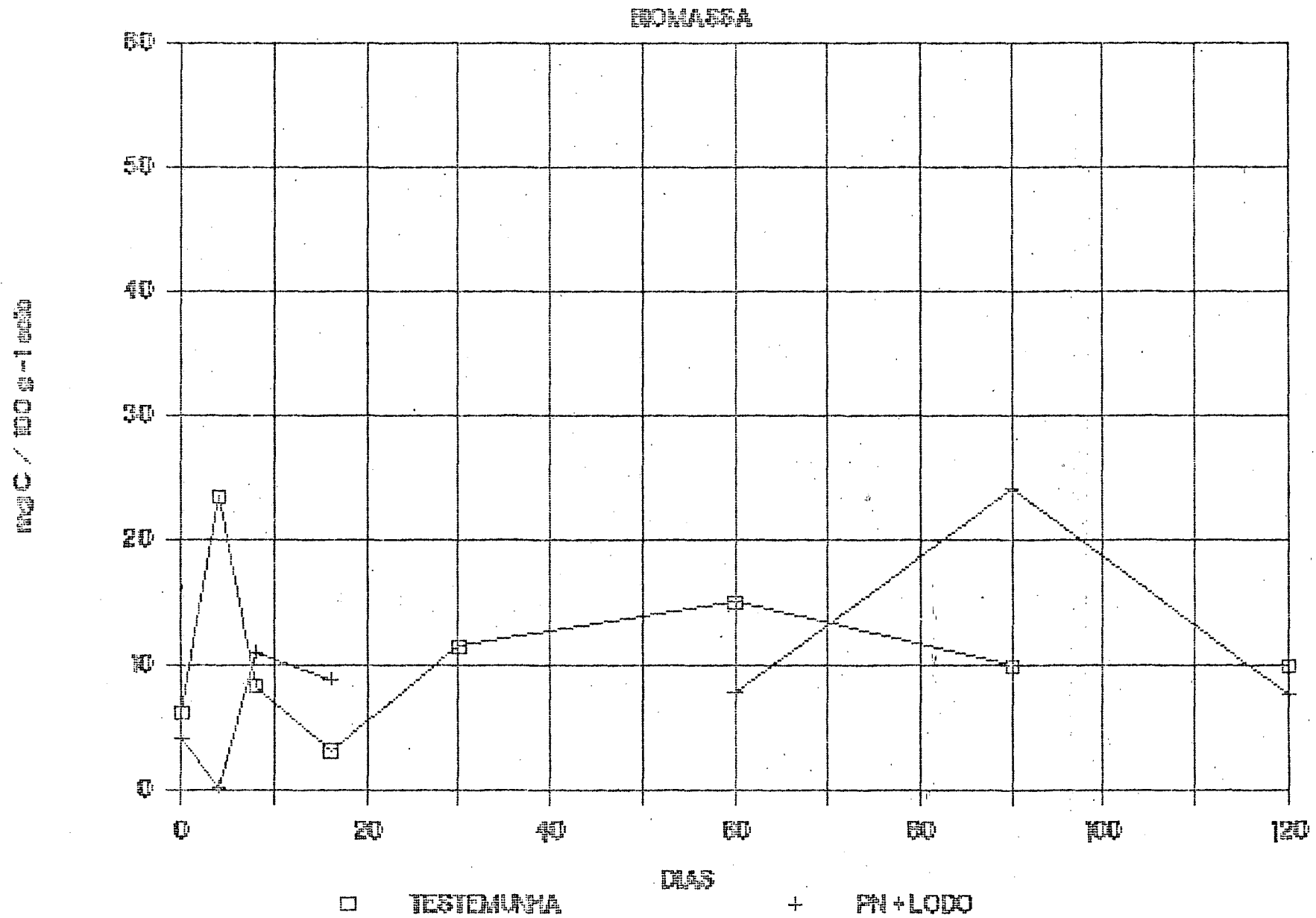


Figura - CINÉTICA DA BIOMASSA PARA OS TRATAMENTOS PN + LODO



primeiras amostragens no tratamento PN + COMPOSTO e entre a 3ª e 4ª amostragem do tratamento LODO e no tratamento PN + LODO, este último, pelas razões aventadas na secção 4.5.

4.5 A CINÉTICA DAS POPULAÇÕES DE FUNGOS E BACTÉRIAS TOTAIS E SOLUBILIZADORES

4.5.1 Bactérias Log N

Os tratamentos TESTEMUNHA, PN, COMPOSTO e PN + COMPOSTO desenvolveram curvas estáveis, com variações muito próximas do intervalo dos valores de 5 a 6. (Figuras 24, 25 e 26)

Para o tratamento LODO, observa-se um pico na quarta amostragem, onde o logarítmo do número de bactérias chega a 10,55, caindo para 7,36 aos 30 dias e se estabilizando a partir deste ponto. (Figura 27)

O desenvolvimento da curva PN + LODO, também apresenta um desequilíbrio, já na primeira amostragem com valor de 6,98 porém na segunda amostragem (4 dias), chegando a 9,48, voltando a normalidade já na amostragem dos oito dias. (Figura 28)

4.5.2 Bactérias Solubilizadoras Log N

As curvas para bactérias solubilizadoras mantêm a mesma tendência das descritas para bactérias totais. Desta forma, os tratamentos TESTEMUNHA, PN, COMPOSTO e PN + COMPOSTO, se mantêm estáveis, em níveis ligeiramente abaixo de

Figura 24 - CINÉTICA DA POPULAÇÃO DE BACTÉRIAS, NOS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E PN

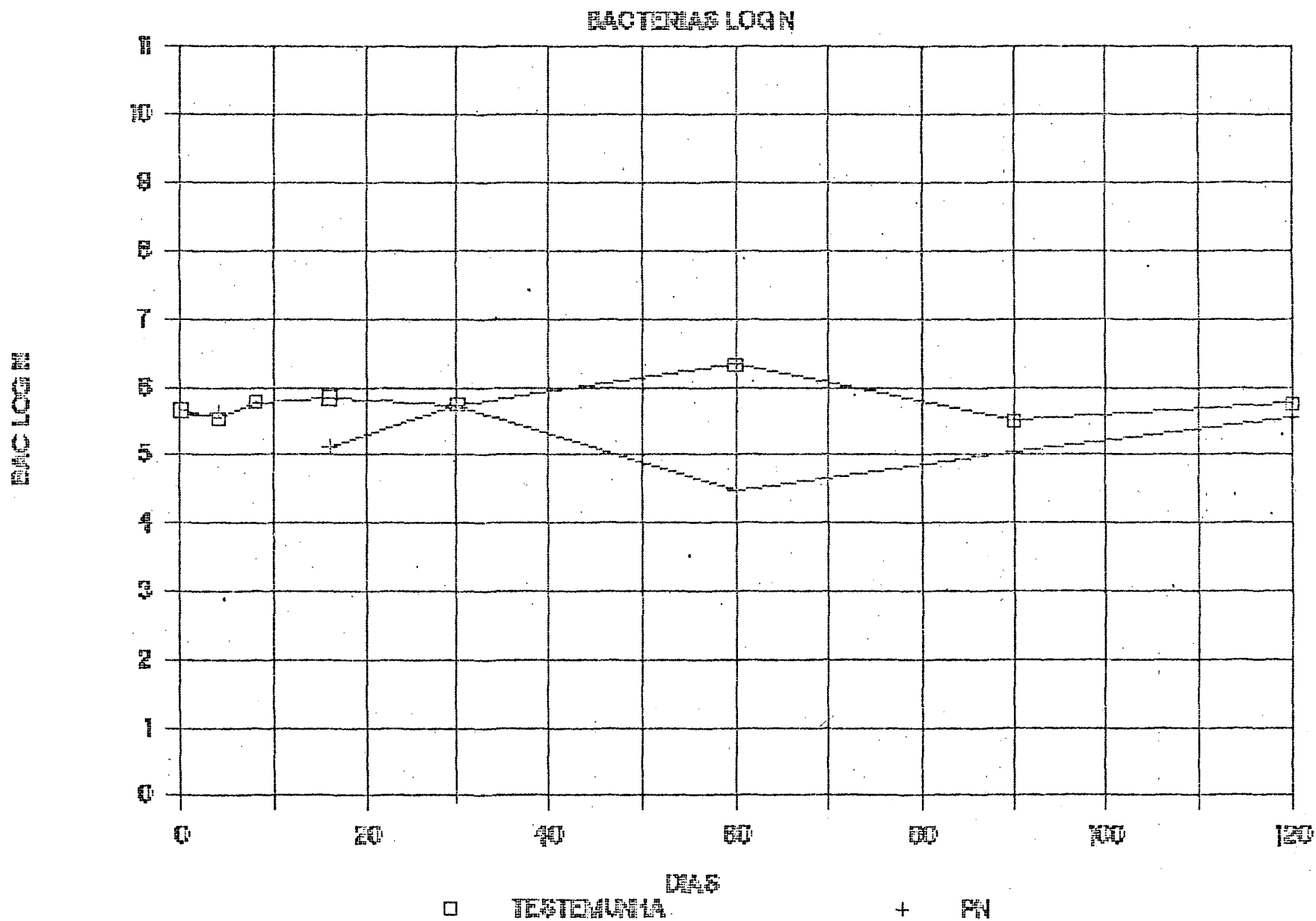


Figura 25 - CINÉTICA DA POPULAÇÃO DE BACTÉRIAS, NOS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E COM POSTO

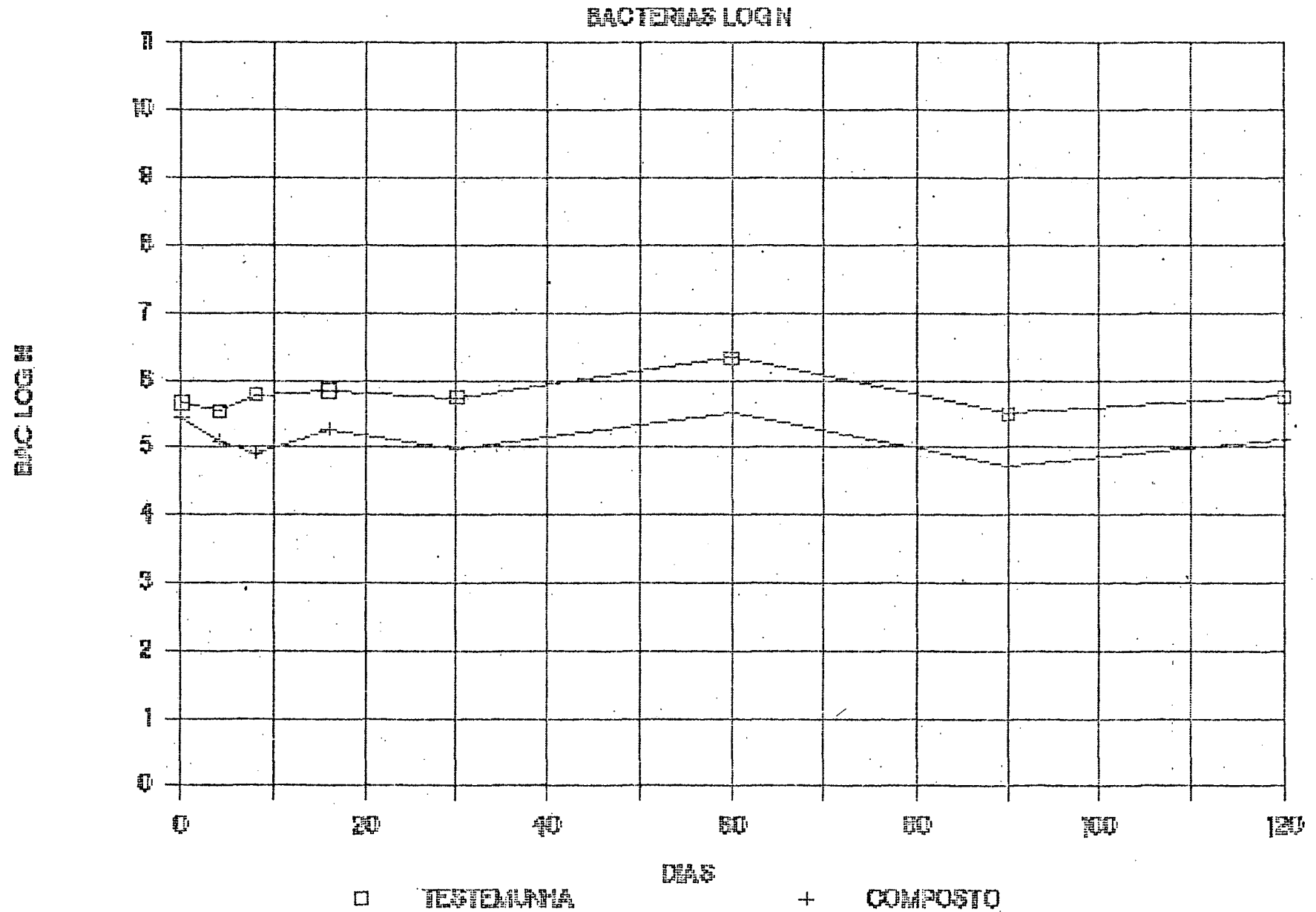


Figura 26 - CINÉTICA DA POPULAÇÃO DE BACTÉRIAS, NOS TRATAMENTOS PN + COMPOSTO

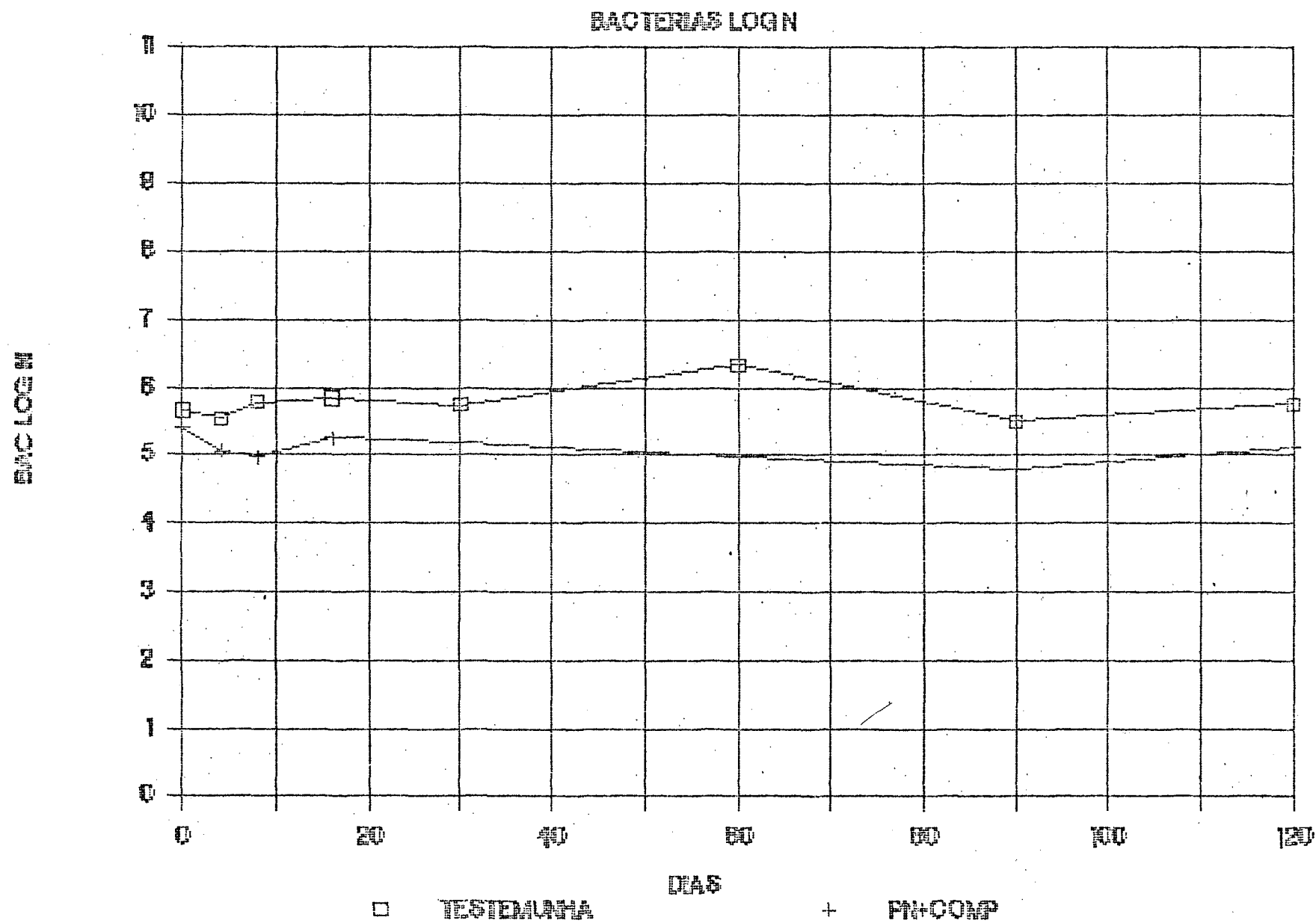


Figura 27 - CINÉTICA DA POPULAÇÃO DE BACTÉRIAS, NOS TRATAMENTOS LODO

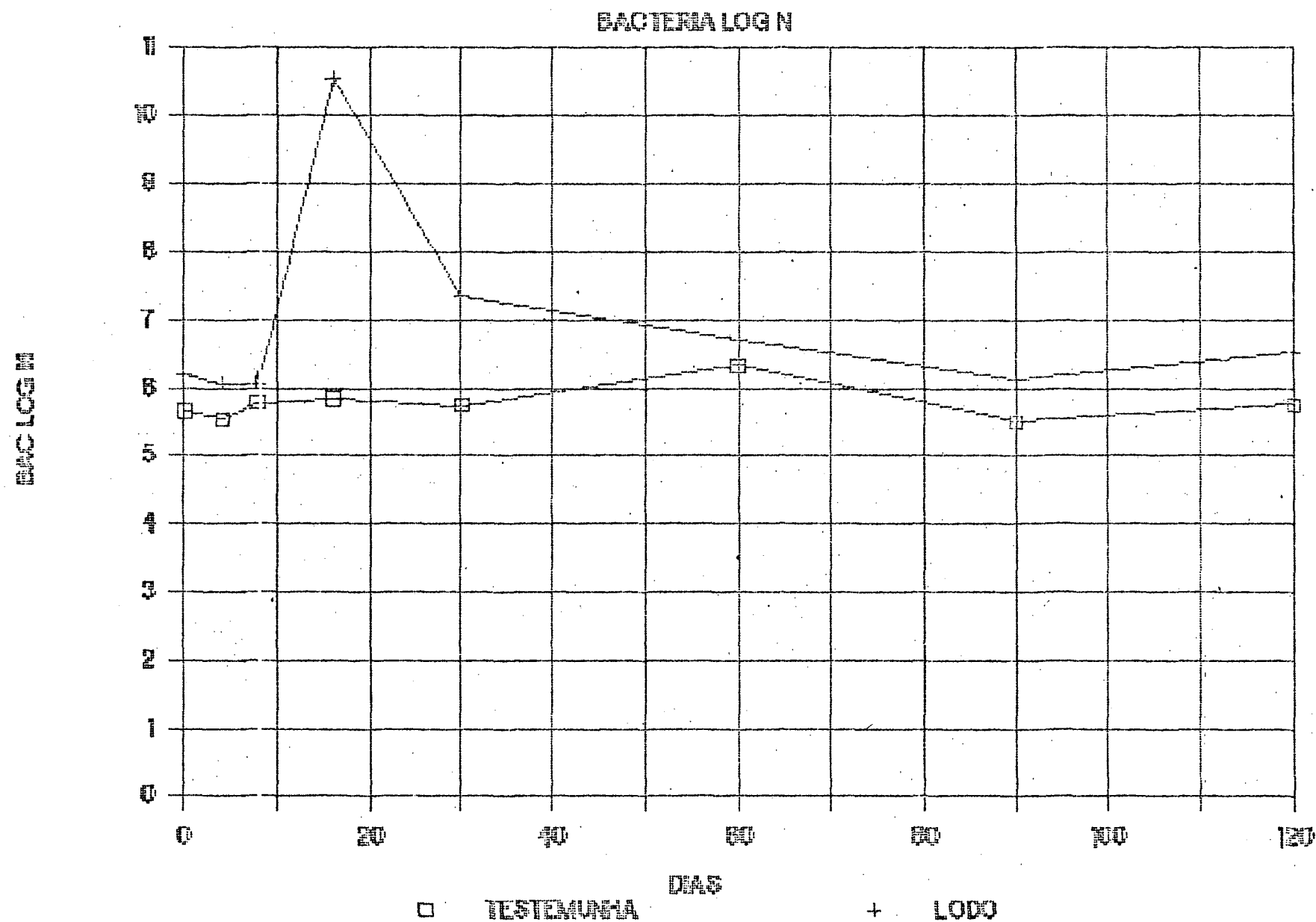
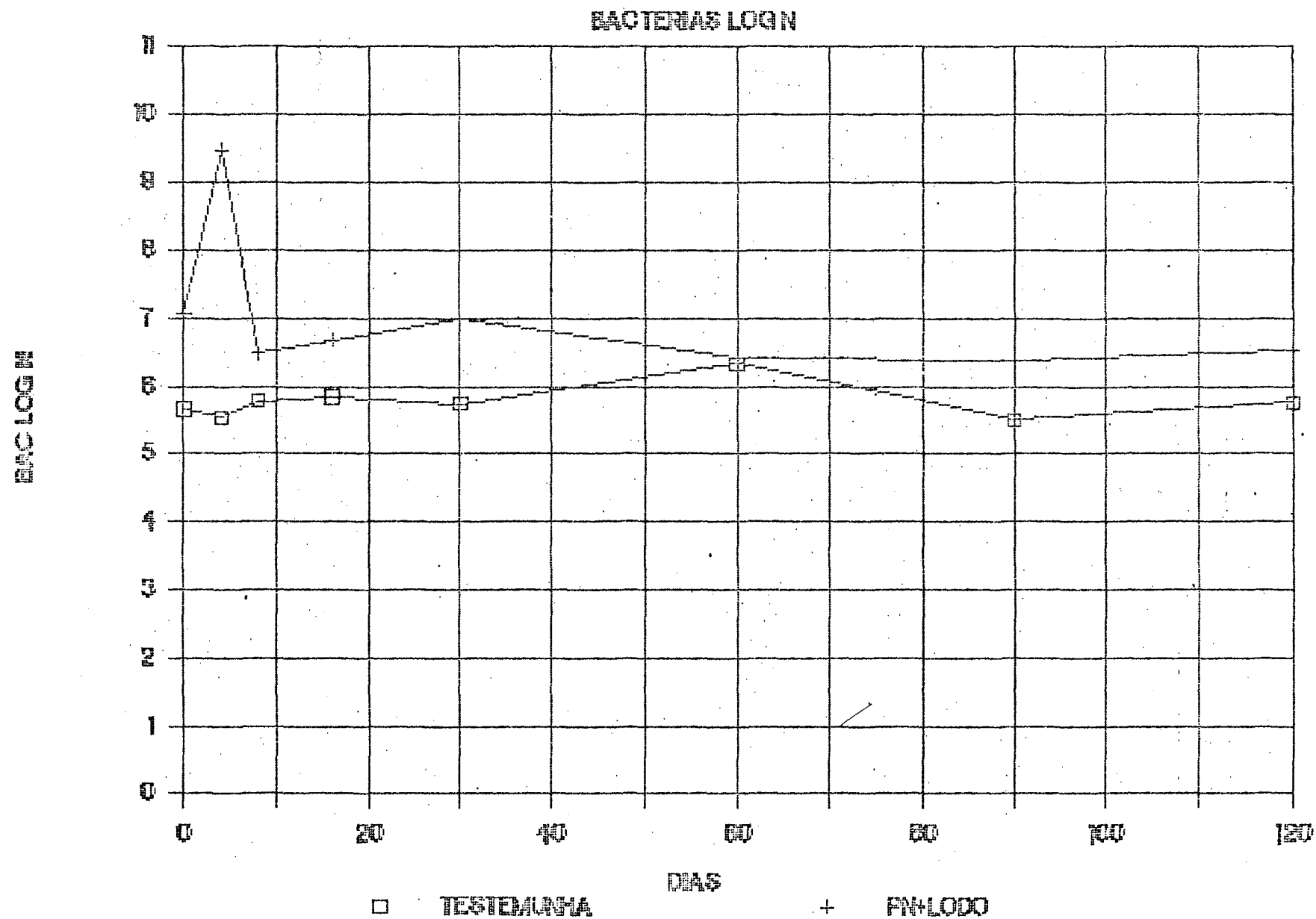


Figura 28 - CINÉTICA DA POPULAÇÃO DE BACTÉRIAS, NOS TRATAMENTOS PN + LODO



seus respectivos totais. (Figuras 29, 30 e 31)

Aquele pico observado na quarta amostragem da figura 27, se repete neste gráfico (Figura 32), com destaque ao fato de que 98,49% das bactérias eram solubilizadoras.

Igualmente se observa repetição da tendência do tratamento PN + LODO das bactérias Log N, com as bactérias solubilizadoras Log N (Figura 33). O percentual entre bactérias e bactérias solubilizadoras foi de 91,10%.

4.5.3 Fungos Log N e Fungos Solubilizadores Log N

As curvas descritas pelos tratamentos TESTEMUNHA, PN e COMPOSTO se apresentaram bastante estáveis durante todo o período do experimento, com variação entre os limites de 2,75 para a primeira amostragem até 3,96 para a quarta amostragem, ambos do tratamento testemunha (Figuras 34 e 35). As curvas descritas pelos fungos solubilizadores seguem idêntica tendência, para os respectivos tratamentos. (Figuras 36 e 37).

Os tratamentos LODO e PN + LODO apresentaram uma ligeira redução inicial, de 5,14 na segunda amostragem para 3,88 na terceira e 5,59 na primeira, 4,80 na segunda e 3,57 na terceira amostragem, respectivamente. (Figuras 38 e 39).

Figura 29 - A CINÉTICA DA POPULAÇÃO DE BACTÉRIAS, SOLUBILIZADORAS, NOS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E PN

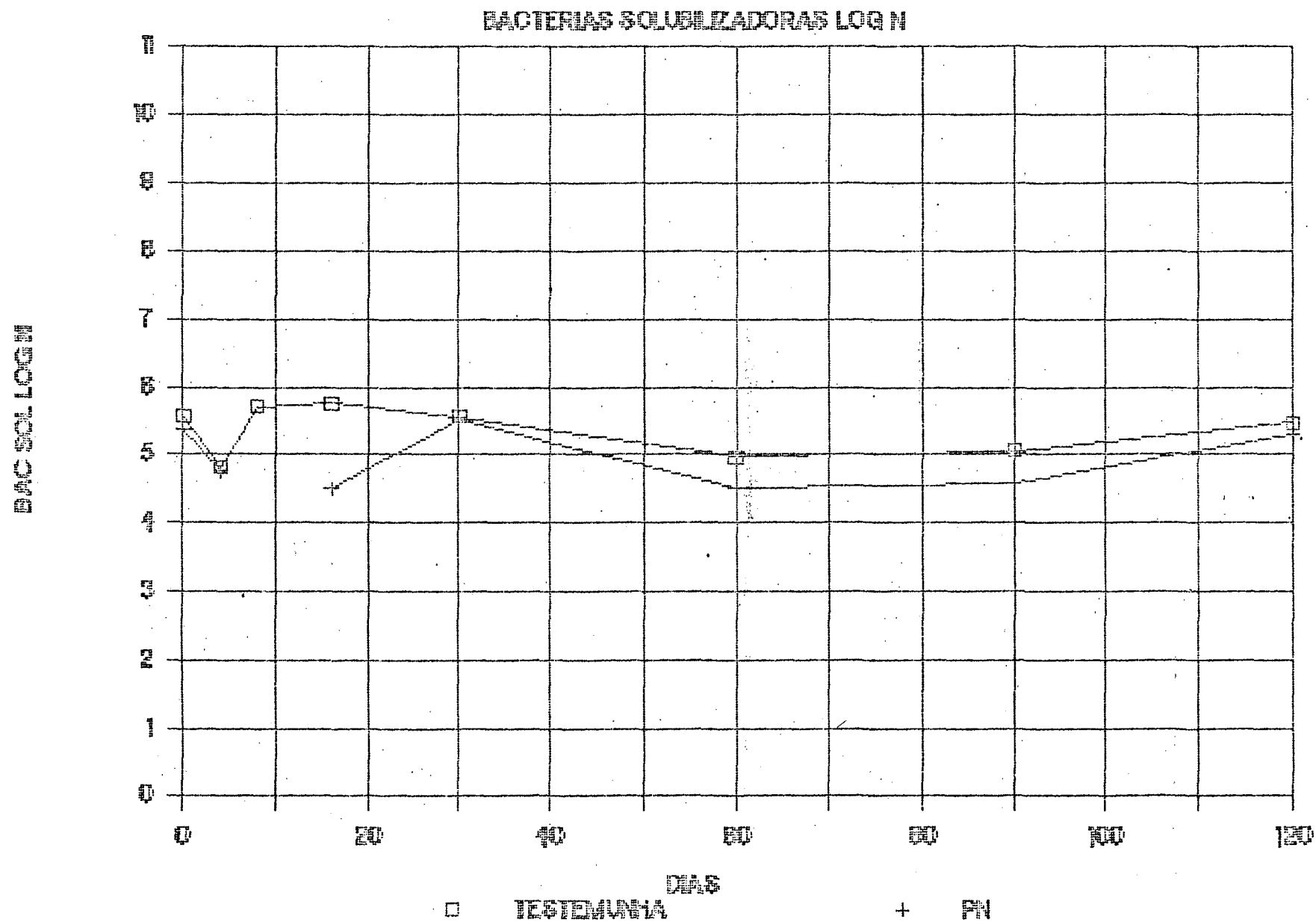


Figura 30 - A CINÉTICA DA POPULAÇÃO DE BACTÉRIAS SOLUBILIZADORAS, NOS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E COMPOSTO

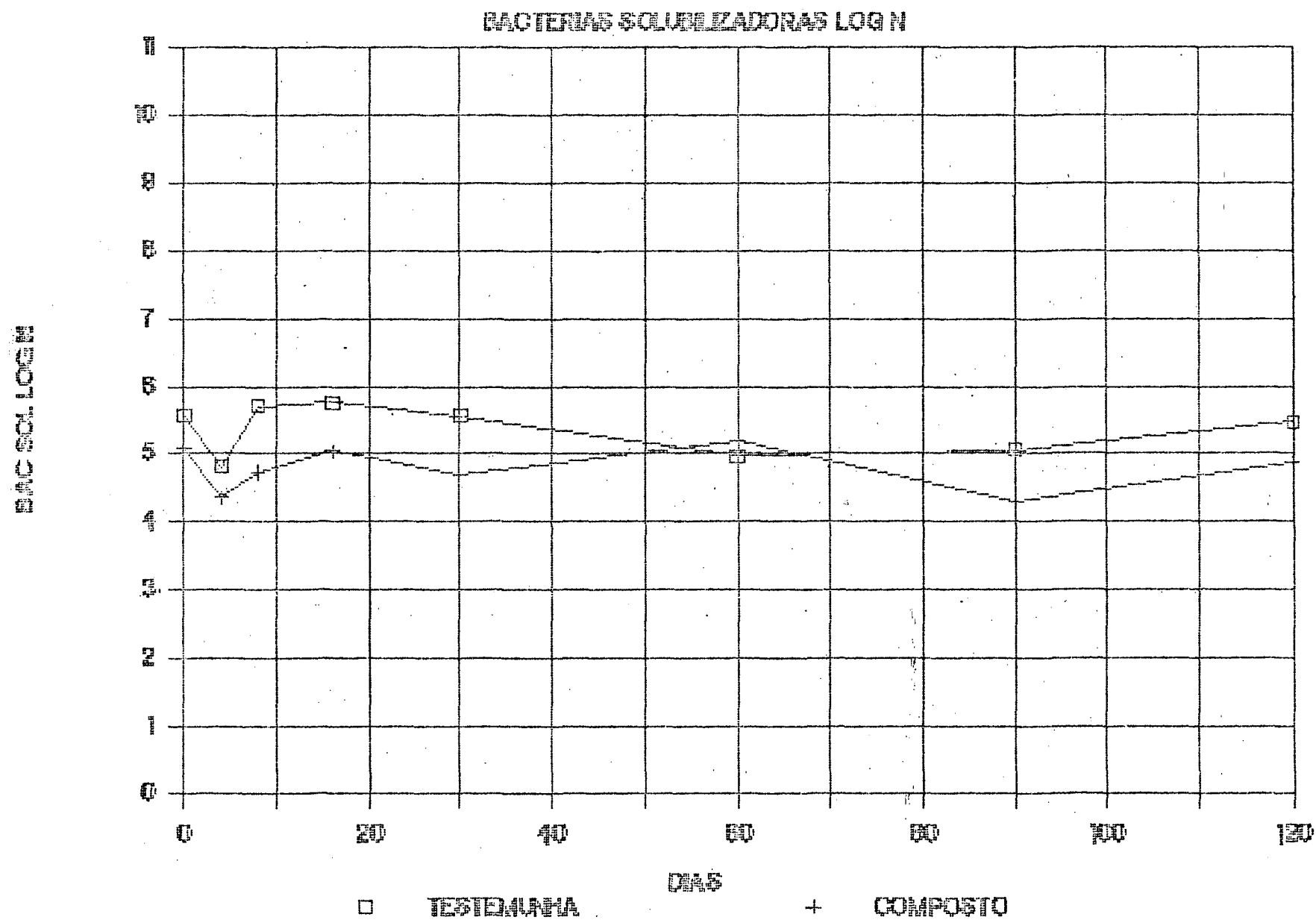


Figura 31 - A CINÉTICA DA POPULAÇÃO DE BACTÉRIAS SOLUBILIZADORAS, NOS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E PN + COMPOSTO

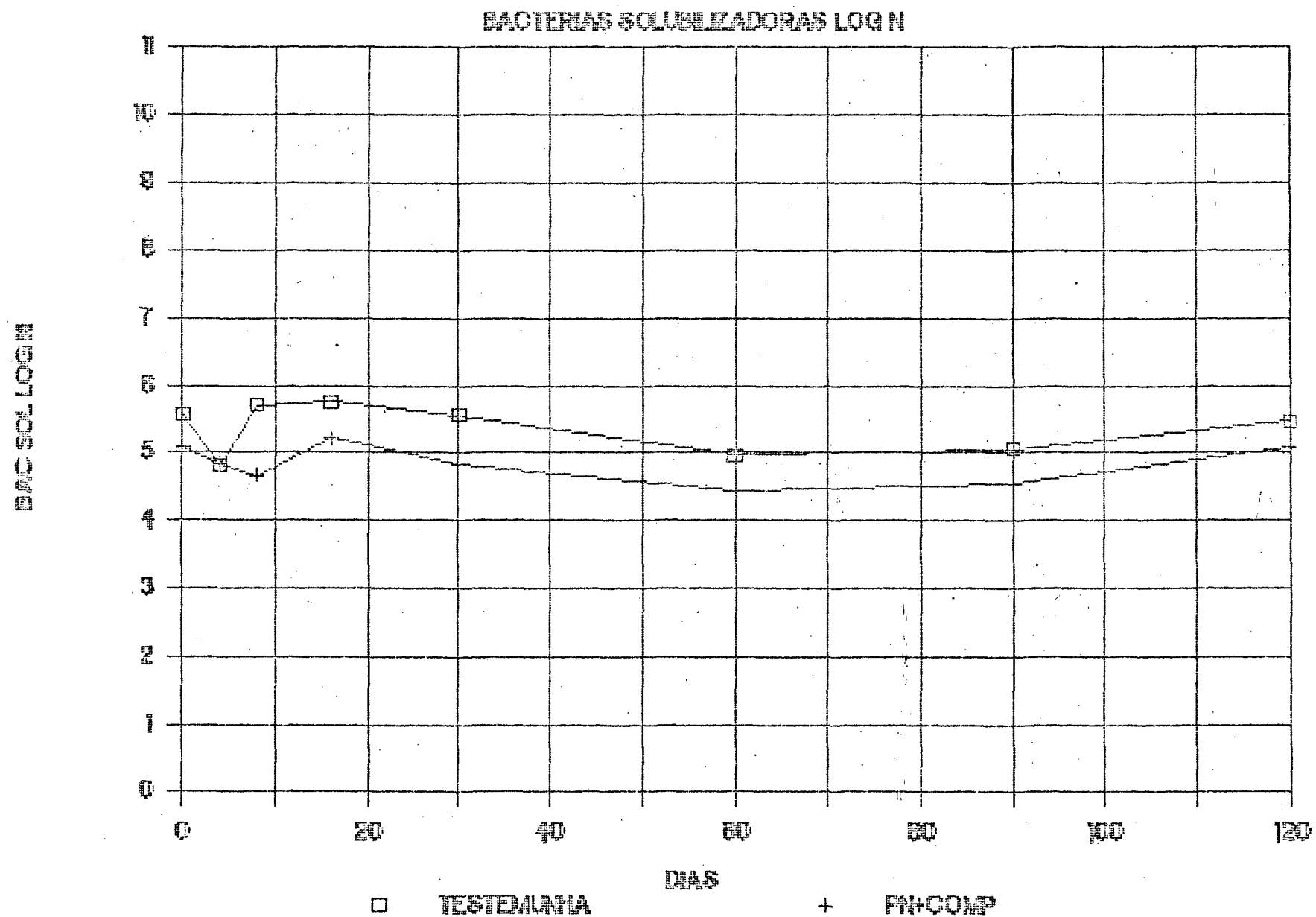


Figura 32 - A CINÉTICA DA POPULAÇÃO DE BACTÉRIAS SOLUBILIZADORAS, NOS TRATAMEN-
TOS TESTEMUNHA E LODO

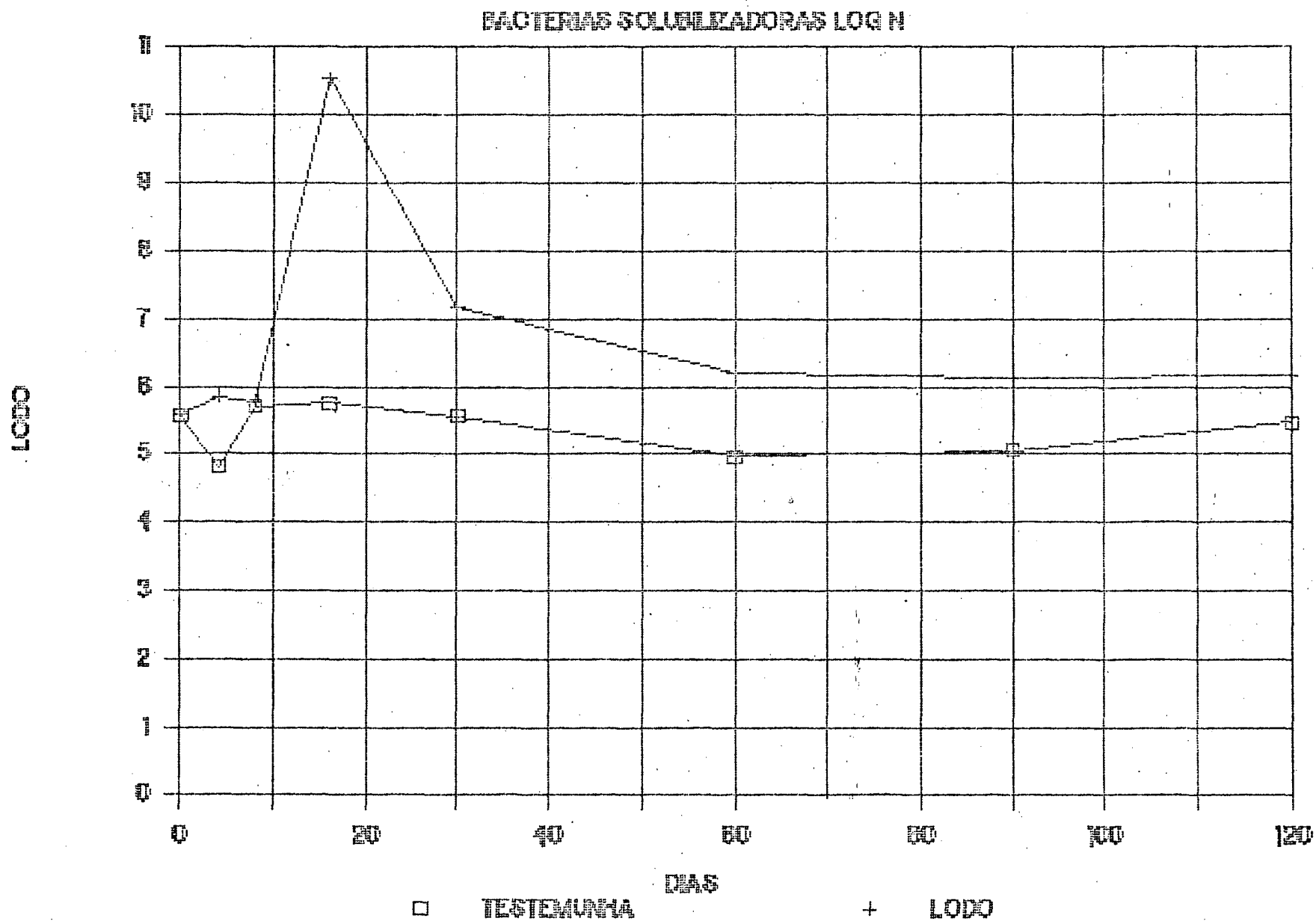


Figura 33 - A CINÉTICA DA POPULAÇÃO DE BACTÉRIAS SOLUBILIZADORAS, NOS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E PN + LODO

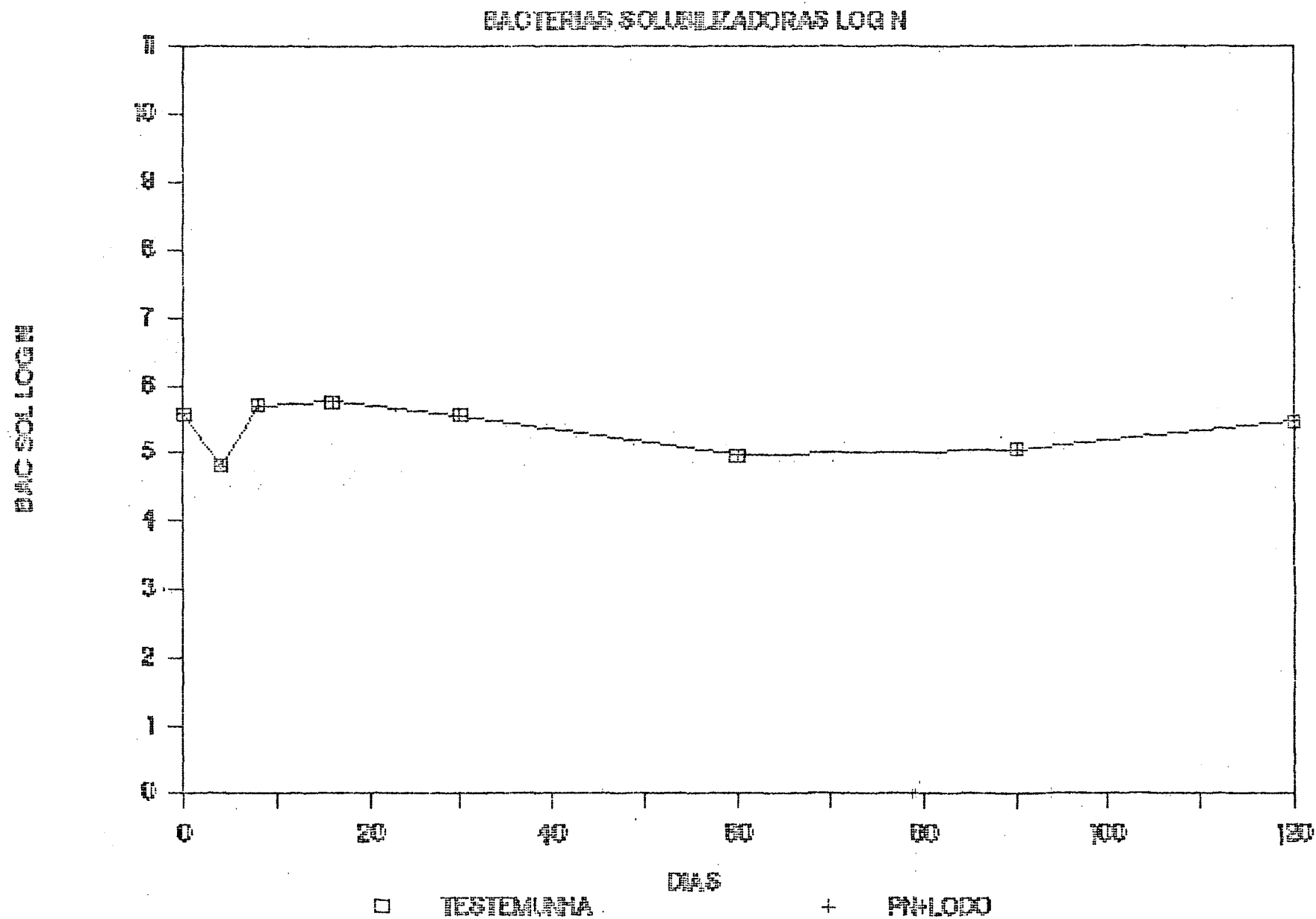


Figura 34 - A CINÉTICA DA POPULAÇÃO DE FUNGOS, NOS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E PN

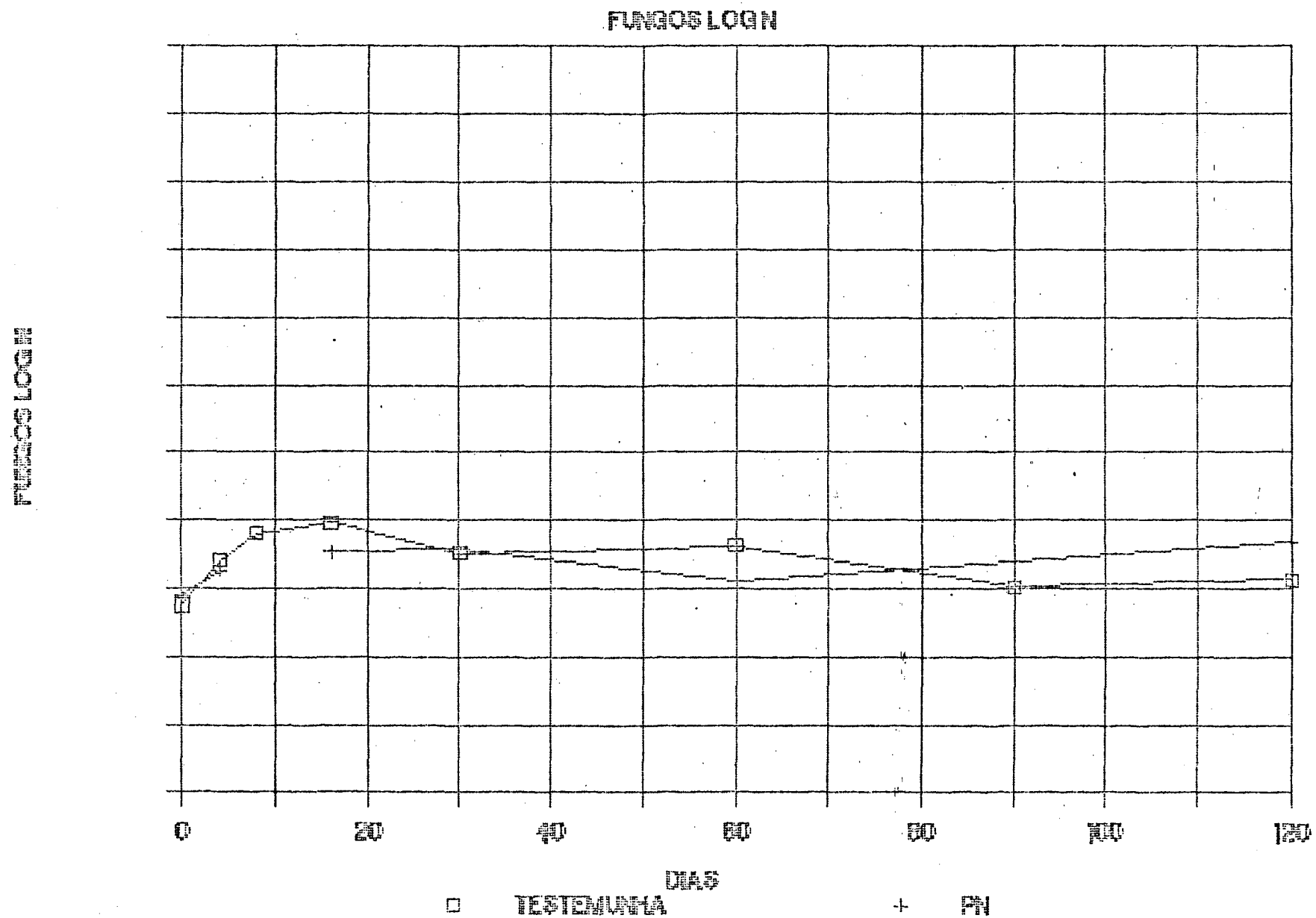


Figura 35 - A CINÉTICA DA POPULAÇÃO DE FUNGOS, NOS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E COMPOSTO

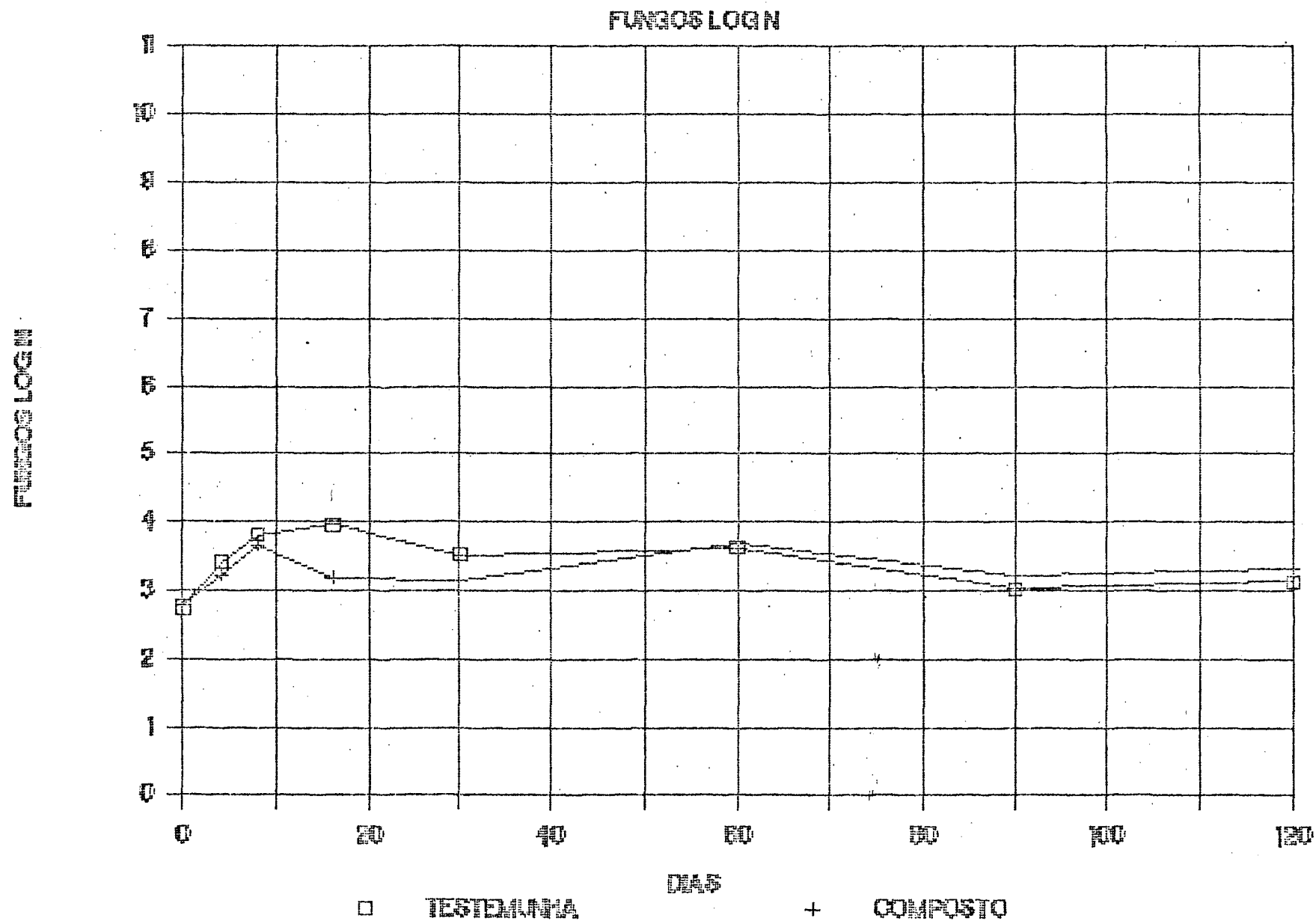


Figura 36 - A CINÉTICA DA POPULAÇÃO DE FUNGOS SOLUBILIZADORES NOS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E PN

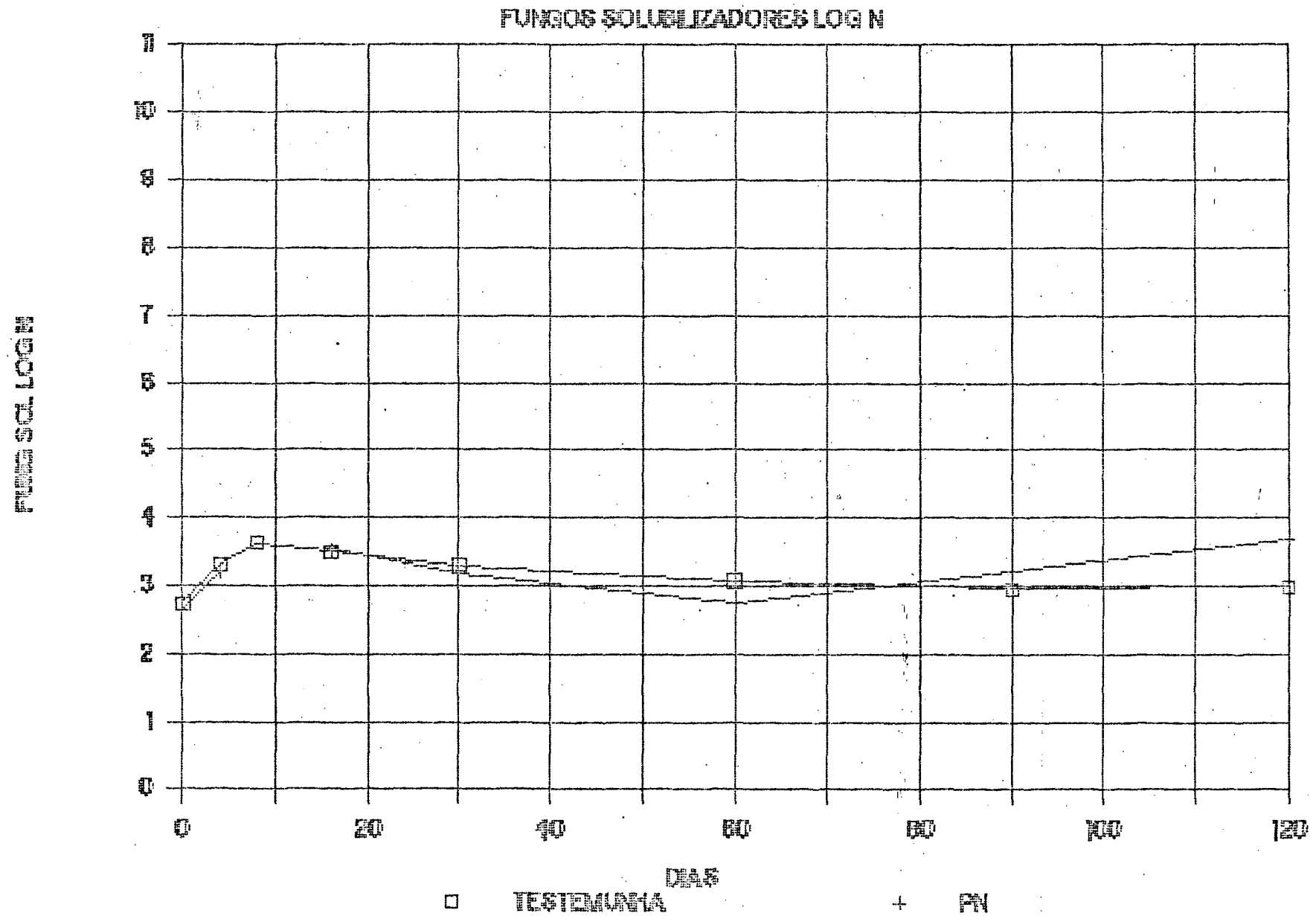


Figura 37 - A CINÉTICA DA POPULAÇÃO DE FUNGOS SOLUBILIZADORES NOS TRATAMENTOS
TESTEMUNHA E COMPOSTO

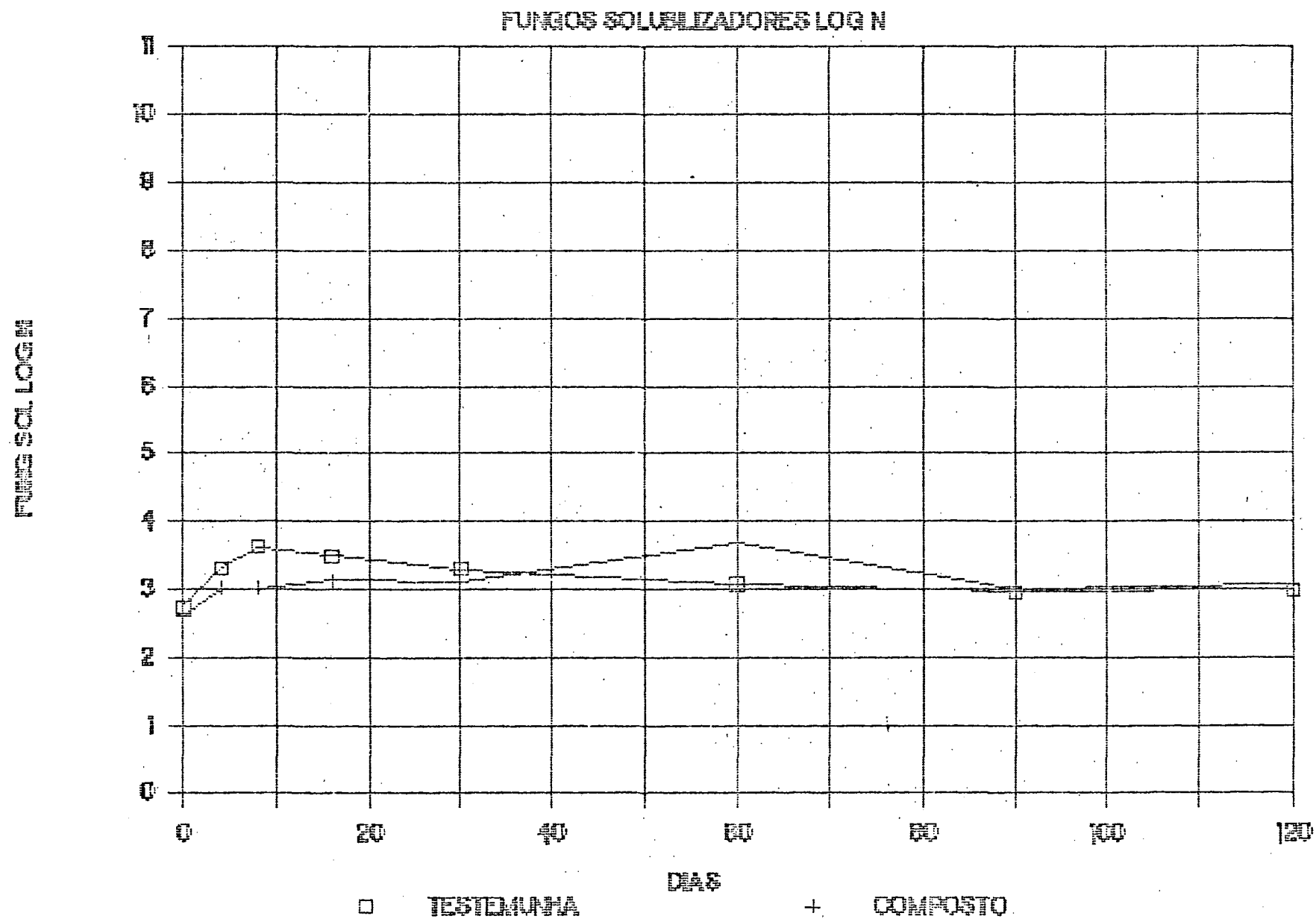


Figura 38 - A CINÉTICA DA POPULAÇÃO DE FUNGOS, NOS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E LODO

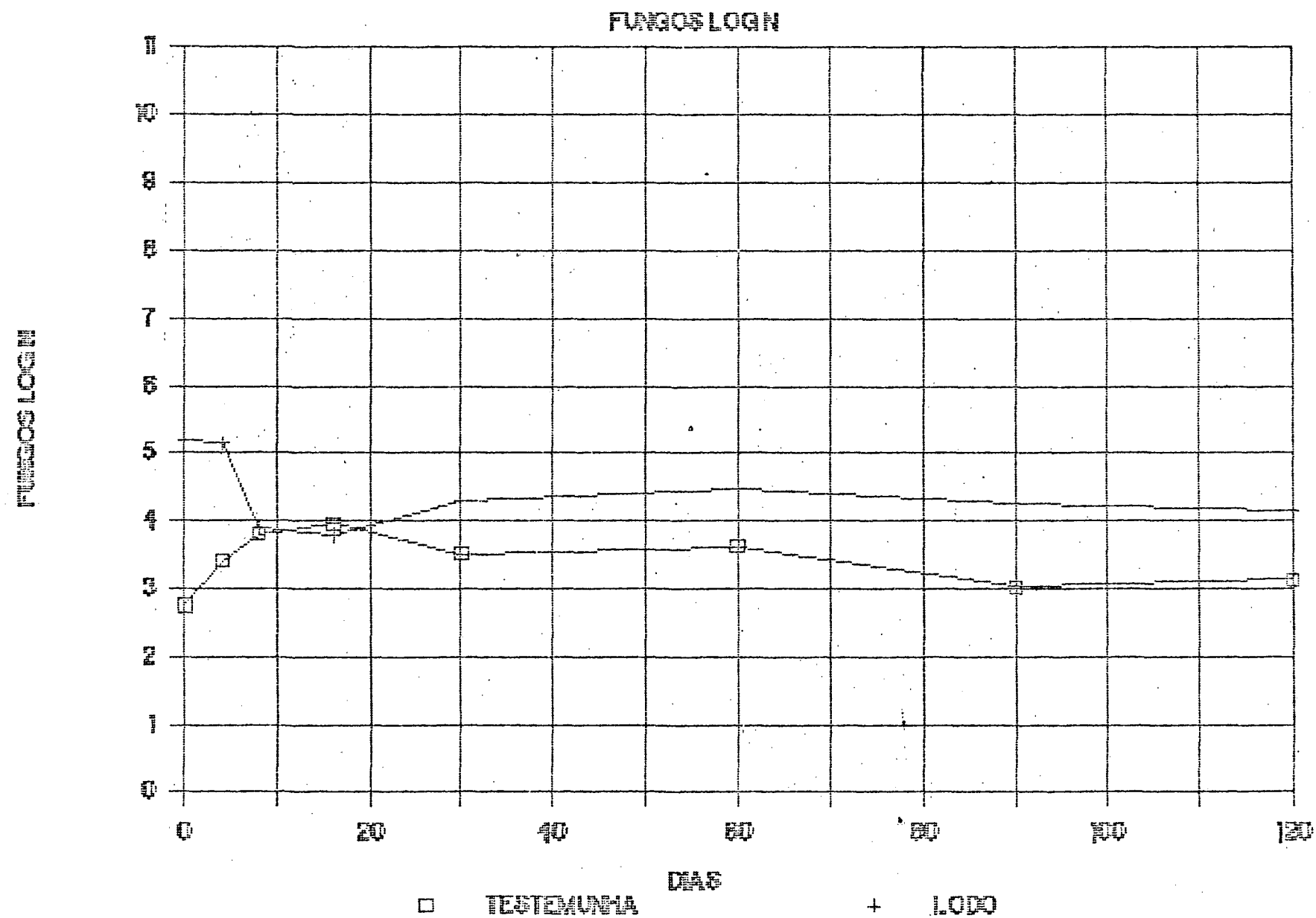
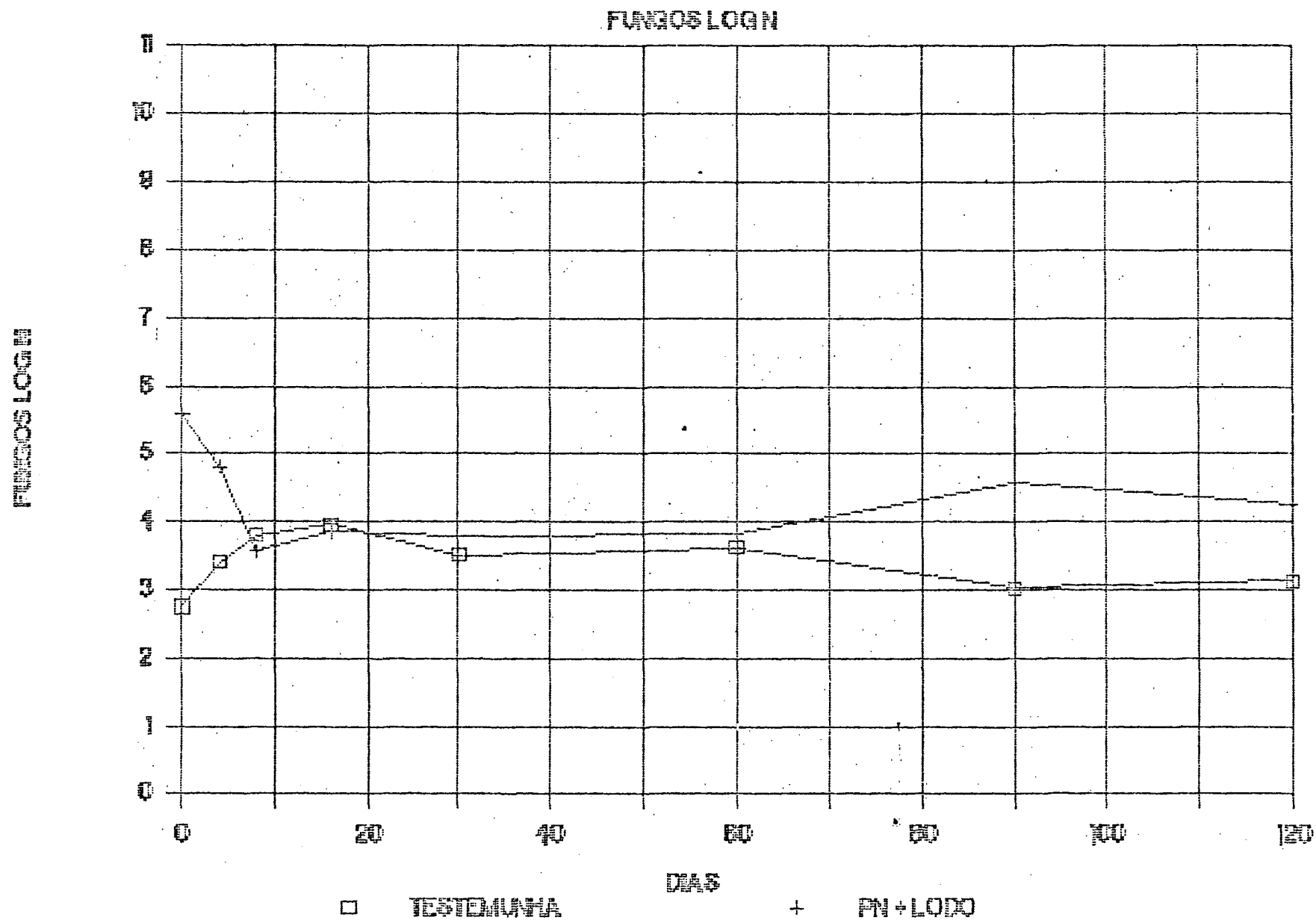


Figura 39 - A CINÉTICA DA POPULAÇÃO DE FUNGOS, NOS TRATAMENTOS TESTEMUNHA
E PN + LODO



Em ambos os casos as curvas desenvolvidas pelas bactérias Log N (Figuras 27 e 28) descreveram um pico, caracterizando um desequilíbrio populacional entre fungos e bactérias, que sugere ação antagônica entre ambos. Tal fato pode ser visualizado pela relação bactérias/fungos, que demonstram valores de 1.161,17 para os 30 dias para LOD0 (Figura 40) e valores de 48.535,96 para os 4 dias e 1.708,33 para os 30 dias no tratamento PN + LOD0. (Figura 41)

Este desequilíbrio pode ser constatado pelo aumento desproporcionado da população de bactérias (Figuras 27 e 28), acompanhado da redução da população fúngica entre a primeira e a quinta amostragens (Figura 40), após o que, ocorre uma tendência de com o tempo, voltarem a se equiparar com a população inicial, como pode ser visto através da relação bactérias/fungos dos tratamentos LOD0 e LOD0 + PN (Figuras 40 e 41), comparados com a mesma relação dos tratamentos TESTEMUNHA e TESTEMUNHA + PN (Figura 42).

Tal explicação corrobora para a afirmação pela qual existiria um segundo pico de biomassa nos tratamentos que levaram lodo, (Figuras 22 e 23). Neste caso ainda, se poderia aventar outras possibilidades para explicação das curvas de respiração (Figuras 16 e 17), que poderiam ser correlacionadas com a variação na composição de espécies ao longo do tempo, em função das prováveis variações de substratos, que poderia ser

Figura 40 - A CINÉTICA DA RELAÇÃO BACTÉRIAS x FUNGOS NOS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E LODO

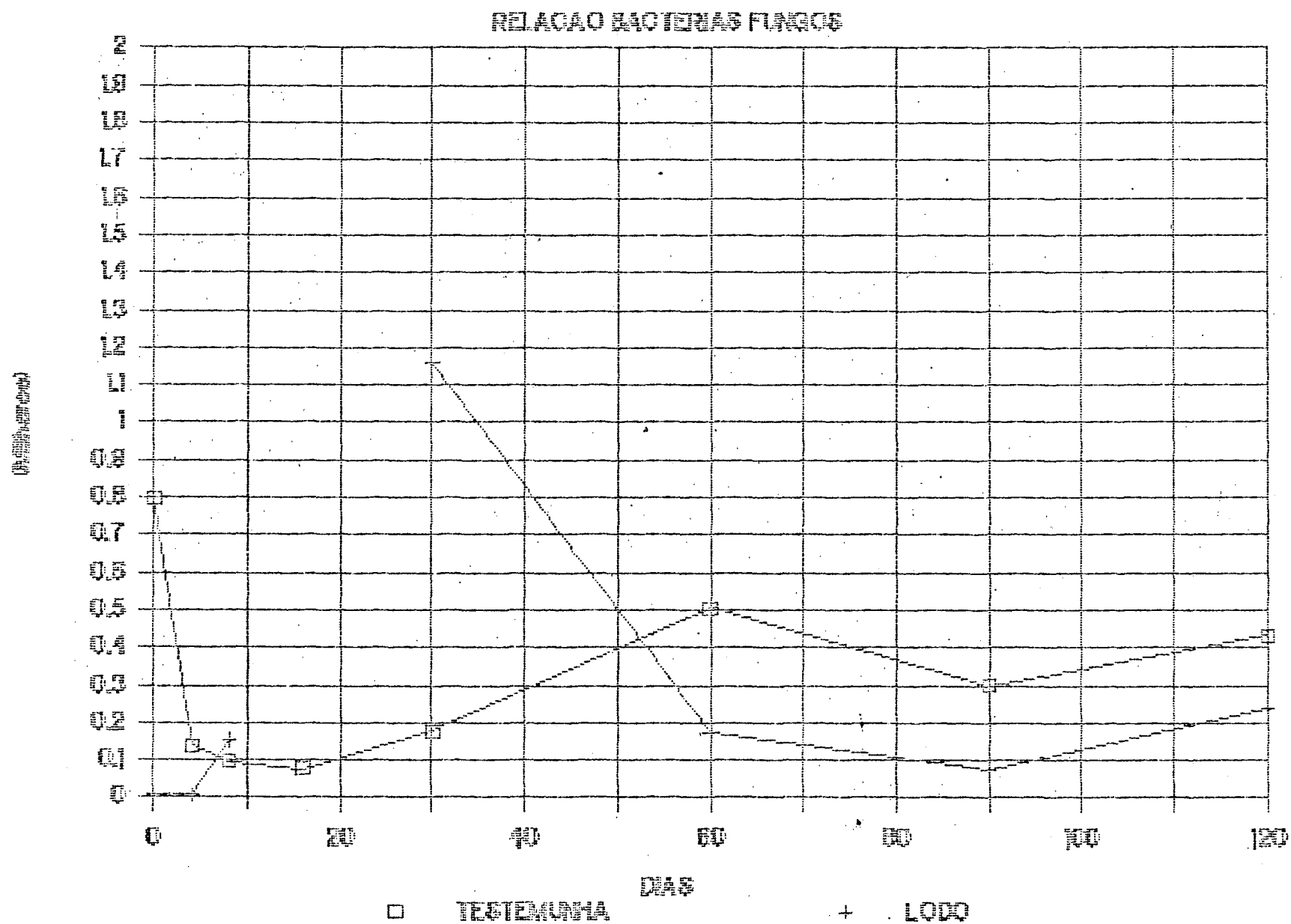


Figura 41 - A CINÉTICA DA RELAÇÃO BACTÉRIAS x FUNGOS NOS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E PN + LODO

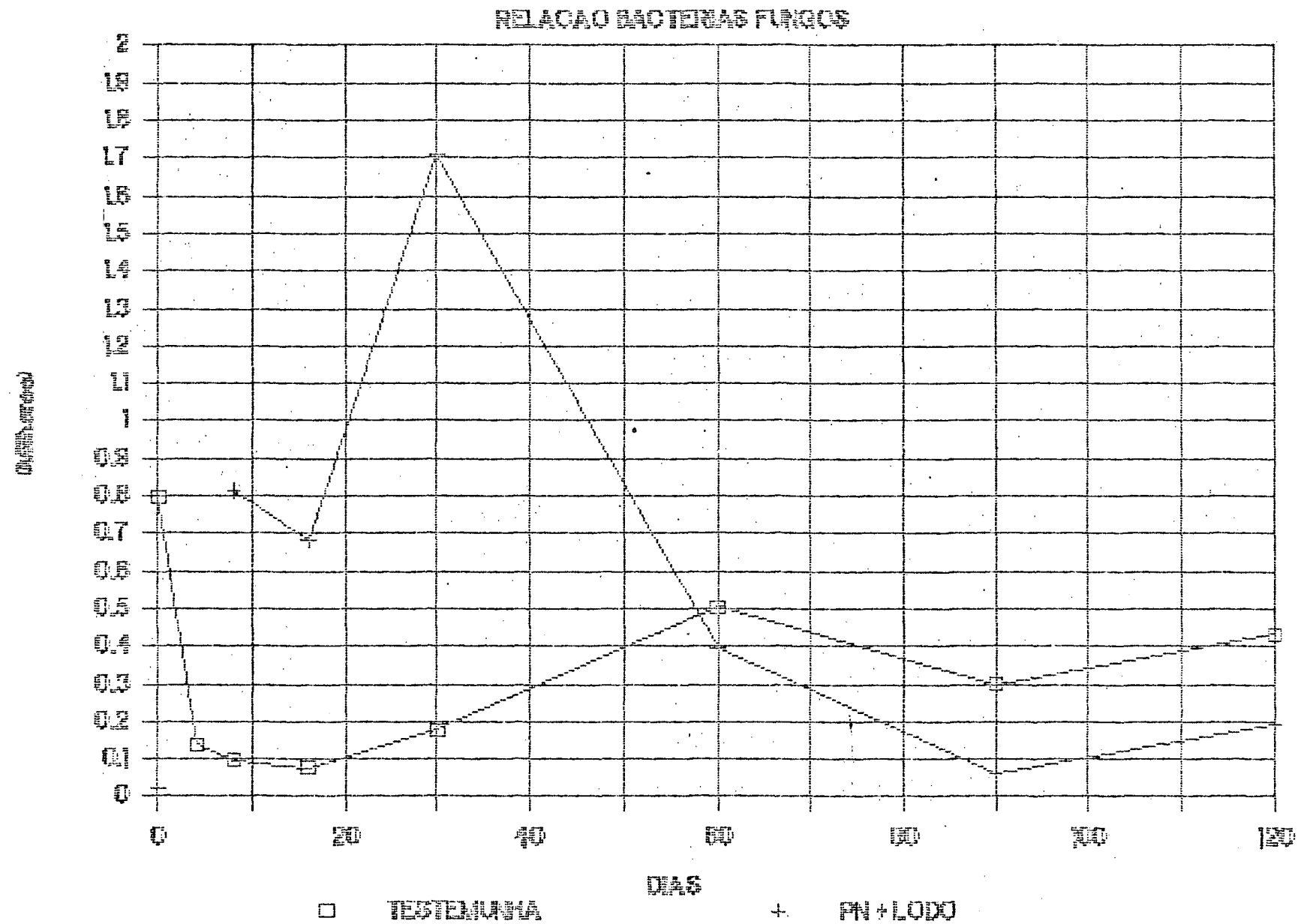
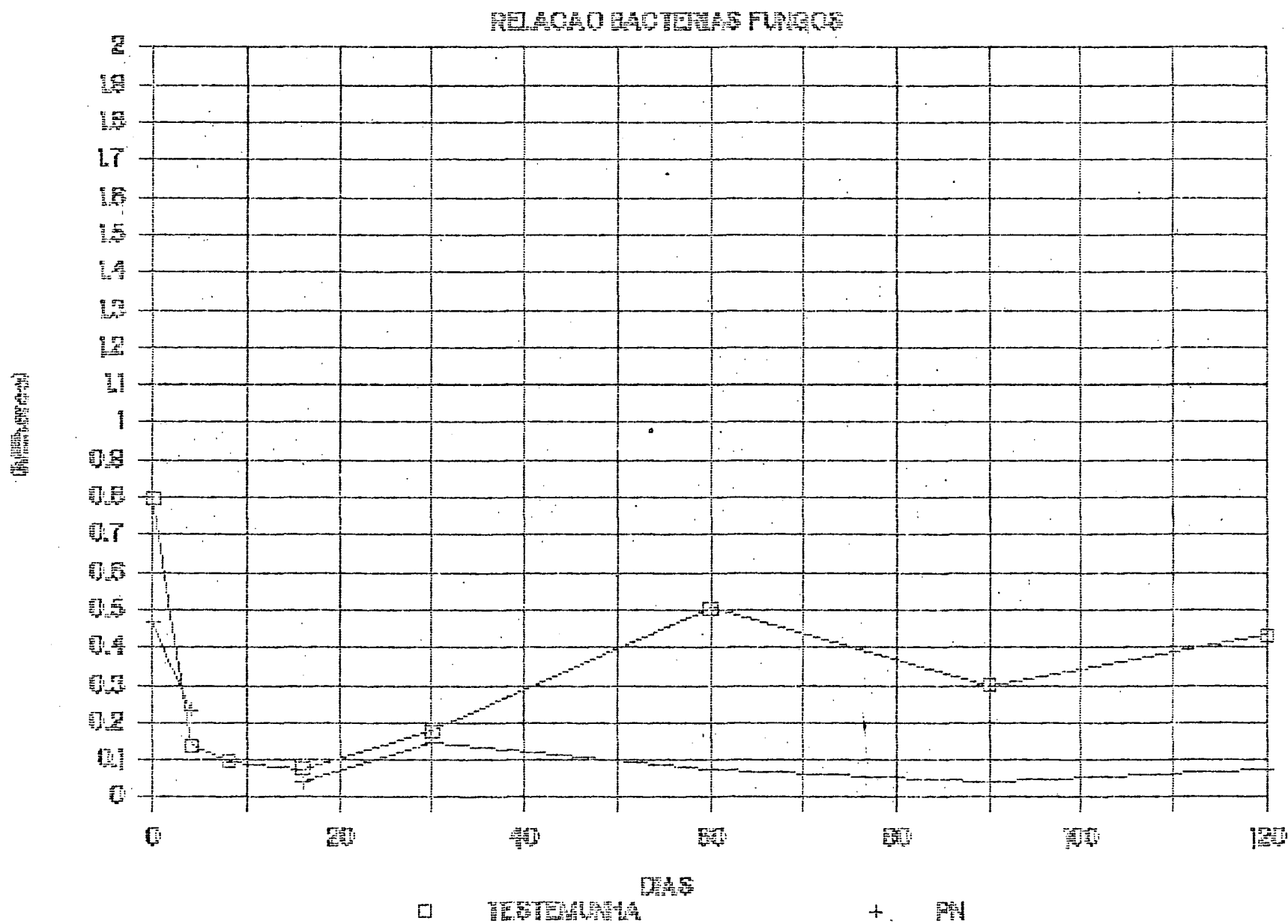


Figura 42 - A CINÉTICA DA RELAÇÃO BACTÉRIAS x FUNGOS NOS TRATAMENTOS TESTEMUNHAS E PN



hipótese de futuros trabalhos.

Tais verificações e hipóteses são coerentes com as afirmações de NAPLEKOVA (1967); WALKSMAN (1963); DOMMERGES (1970) e CHAUAN *et alii* (1981).

A curva observada no tratamento PN + COMPOSTO demonstra também um desequilíbrio na segunda amostragem com a população de fungos caindo para o valor de 1,06, chegando a partir da quarta amostragem a estabilidade. (Figura 43)

A curva de fungos solubilizadores Log N, acompanha esta dinâmica (Figura 44) enquanto que o processo descrito pela relação Bactérias/fungos, demonstra o desequilíbrio observado, neste caso pela redução da população fúngica, na segunda amostragem. (Figura 45).

Figura 43 - A CINÉTICA DA POPULAÇÃO DE FUNGOS NOS TRATAMENTOS TESTEMUNHAS
E PN + COMPOSTO

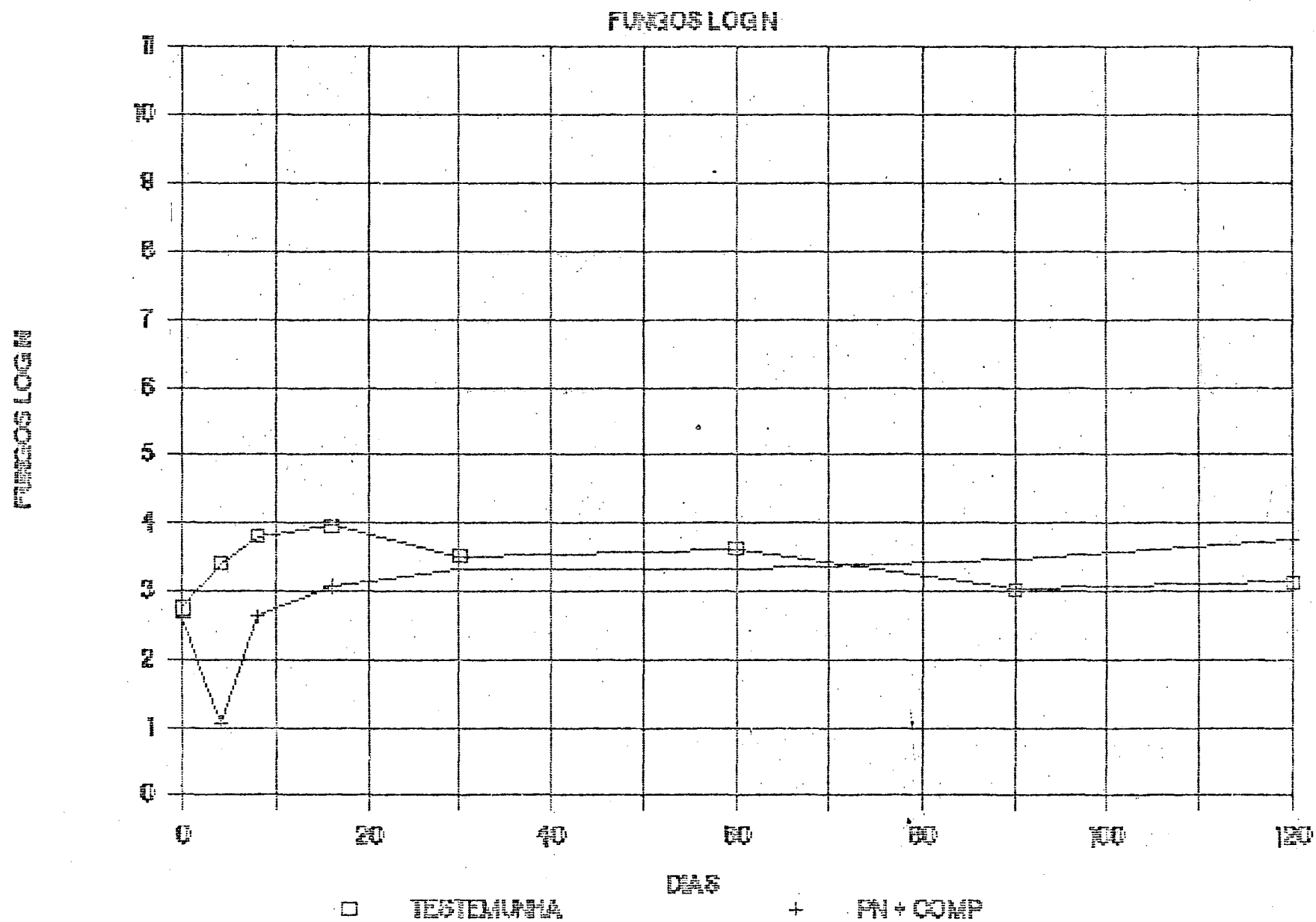


Figura 44 - A CINÉTICA DA POPULAÇÃO DE FUNGOS SOLUBILIZADORES TESTEMUNHA
E PN + COMPOSTO

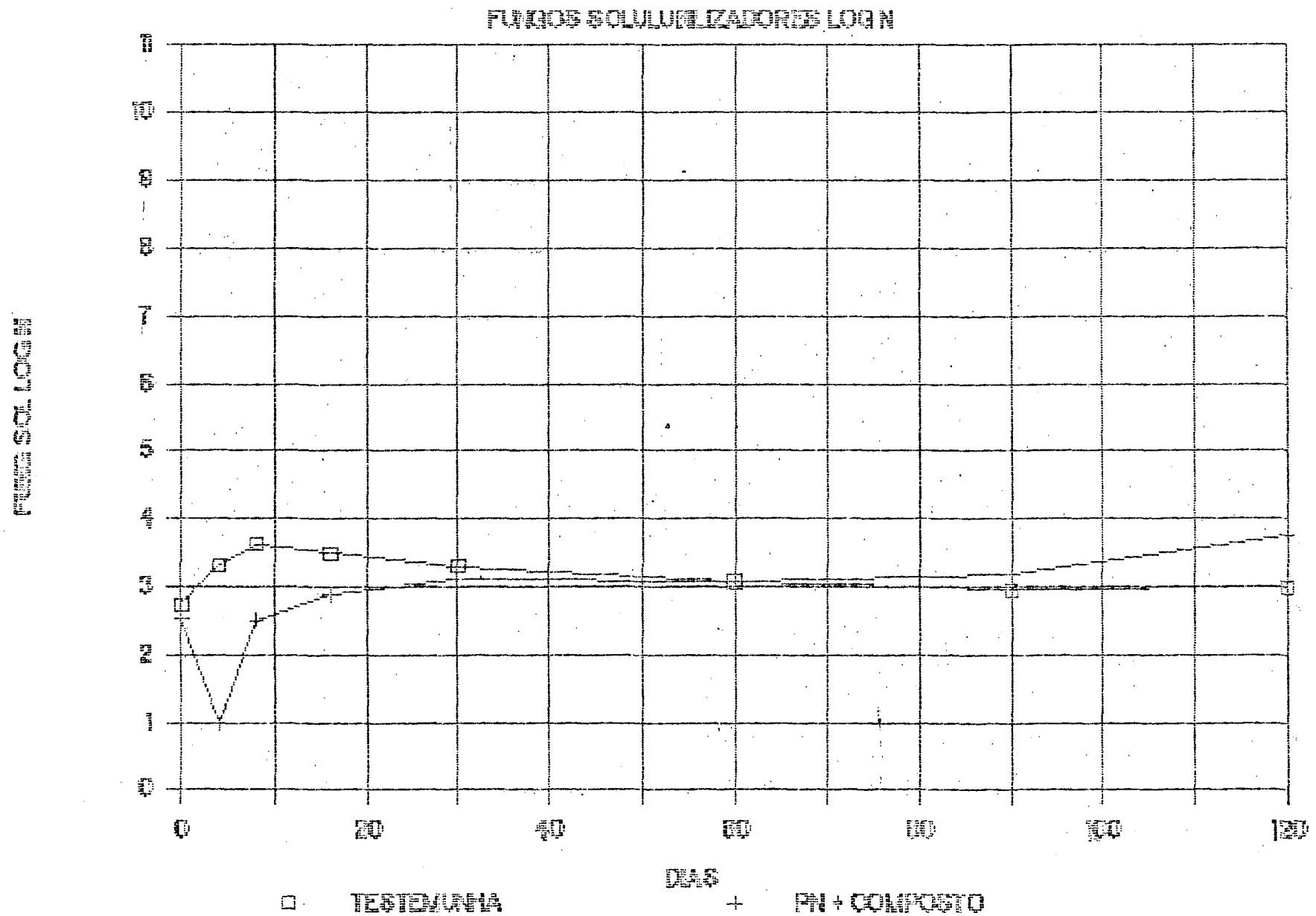
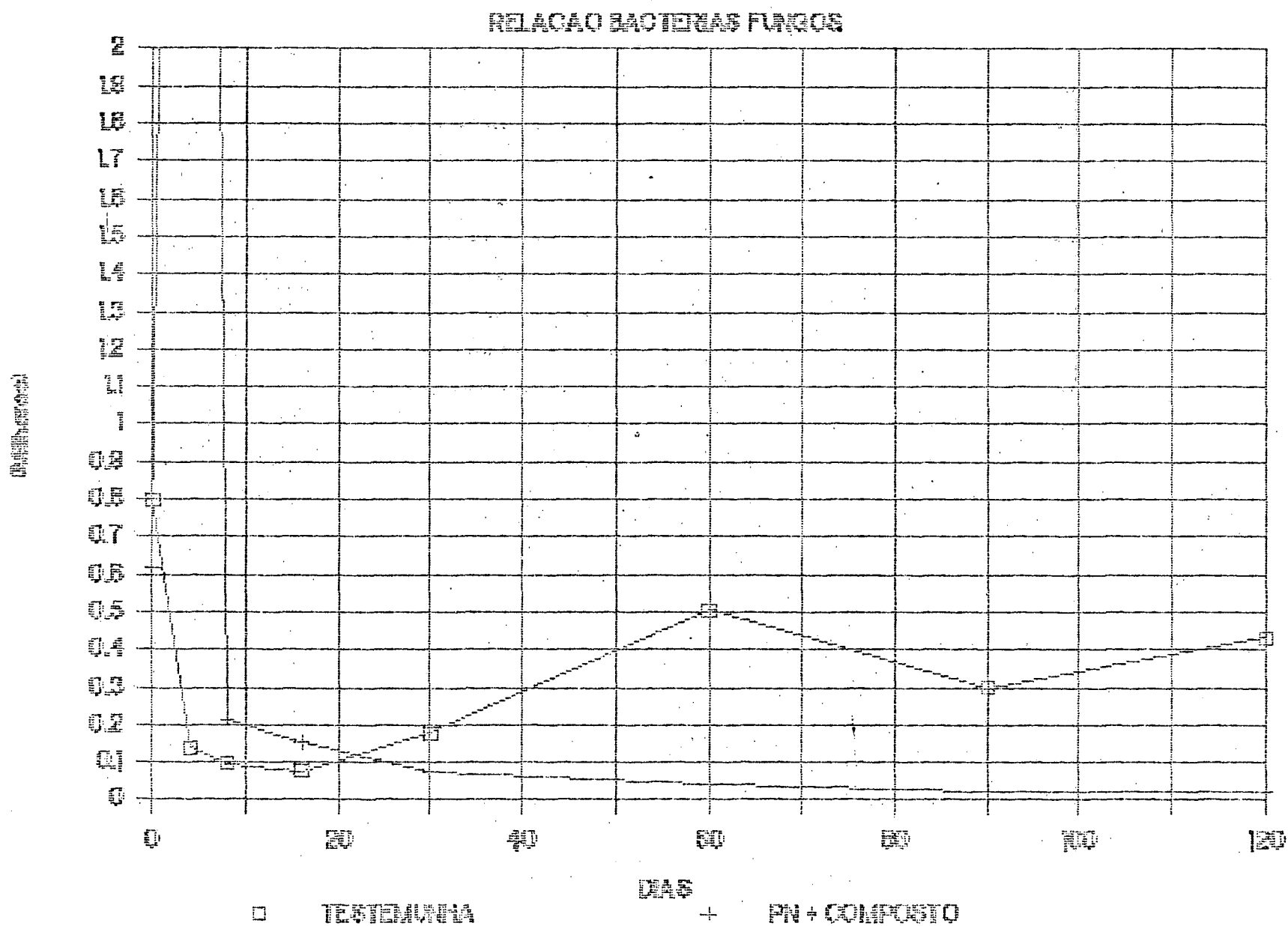


Figura 45 - A CINÉTICA DA RELAÇÃO BACTÉRIAS/FUNGOS NOS TRATAMENTOS TESTEMUNHAS
E PN + COMPOSTO



4.6 EFEITO DO LODO

Nas condições do presente experimento, o lodo de esgoto afetou a população microbiana do solo como pode ser visualizado através dos dados de biomassa microbiana e contagens de microorganismos, e pela relação bactérias/fungos. (Vide secção 4.4. e 4.5)

Estas alterações refletiram uma mudança inicial no estado de equilíbrio da população microbiana do solo, que tende a retornar a uma estabilidade após 60 a 90 dias. Os efeitos relatados quando analisados de forma conjunta com os dados da respiração, indicam uma possível sucessão ecológica na população microbiana, como resultado da provável alteração dos substratos orgânicos disponíveis para a atividade microbiana. Estes efeitos foram verificados tanto no tratamento com PN quanto em sua ausência, contudo não pode ser observado, nas condições experimentais, uma curva característica de solubilização de fosfato orgânico (tratamento LODO, Figura 08) ou mineral (tratamento LODO + PN, Figura 09), como as observadas em RIBAS JR. (1987).

Este fato poderia ser analisado, numa tentativa de explicação, de duas maneiras até certo ponto especulativas, mas que estariam de acordo com a literatura, quais sejam: níveis iniciais de fosfato solúvel e efeito da rizosfera.

Os níveis iniciais de fosfato solúvel, foram nos tratamentos LOD0 e LOD0 + PN 34 e 49 ppm respectivamente, que poderiam estar influenciando a solubilização de fósforo mineral e orgânico, notadamente no tratamento LOD0 + PN de acordo com ALEXANDER, (1980); KATZNELSON e BOSE, (1959).

Apesar da presença de fungos e bactérias solubilizadoras, não ocorreu a solubilização do fosfato natural adicionado, o que pode ser considerado também um dado coerente, uma vez que a metodologia utilizada determina o número potencial de organismos solubilizadores. (Ver secção 4.5).

O efeito da rizosfera pode ser considerado também uma explicação bastante provável, para as diferenças encontradas na cinética da solubilização, entre o presente trabalho e o desenvolvido por RIBAS JR. (1987). Apesar de que existem trabalhos na literatura em que a solubilização "in vitro" pode ser obtida sem efeito rizosférico (CHAUAN, 1981). Este efeito nos parece de maior importância, uma vez que, os níveis de solubilização obtidos por RIBAS JR. (1987), foram muito mais elevados que o presente trabalho, e ainda RIBAS JR. (1987) observou que, apesar dos altos índices de fósforo solúvel, não existia uma clara correlação entre o número de organismos solubilizadores e o fósforo solúvel. Neste ponto da discussão, poder-se-ia sugerir que novos experimentos sejam

desenvolvidos na tentativa de investigação da possibilidade da indução pela rizosfera de solubilização de fosfato mineral, pela população microbiana, tendo o lodo ou outra matéria orgânica metabolizável como substrato.

4.7 EFEITOS DO COMPOSTO

Os efeitos do composto na população microbiana do solo foram pouco evidentes exceto no que se refere a respiração e numa alteração da relação bactérias/fungos, resultado de uma diminuição da população fúngica até a quarta amostragem.

Estes efeitos podem resultar da utilização de um composto bastante estabilizado como de fato era o composto do atual experimento.

Nota-se uma ligeira tendência a solubilização do fosfato natural até a terceira amostragem. Esta solubilização, pequena quando comparada com o trabalho de RIBAS JUNIOR (1980), poderia seguir linhas de explicações semelhantes as da secção 4.5.4 para o lodo de esgoto.

Os níveis iniciais de fósforos, por serem mais elevados, principalmente naqueles tratamentos com suplementação de fosfato, inibem a formação de curvas mais pronunciadas. A limitação da solubilização de P, pela própria quantidade de P disponível foi relatada por LOW e WEBLEY, (1959); BARDIYA, (1974); GAUR et alll, (1973); MADAN, (1974); ZYKINA, (1980).

5. CONCLUSOES

- I. Não foram observadas modificações cinéticas nos dados de fósforo solúvel, nas curvas descritas pelo tratamento TESTEMUNHA e PN.
- II. Os parâmetros referentes a população microbiana do solo (respiração do solo, fungos totais, bactérias totais, bactérias e fungos solubilizadores), das curvas obtidas para a TESTEMUNHA e o tratamento com PN se mantiveram equivalentes.
- III. O lodo de esgoto afetou a população microbiana no solo, principalmente nos primeiros 30 dias, neste período ocorreu uma elevação da biomassa, respiração do solo e relação bactérias/fungos, e após este período, manteve uma tendência de retorno as condições iniciais.
- IV. Não foram observados diferenças no sentido da solubilização, tanto do fósforo orgânico como mineral, com o uso do lodo de esgoto "in vitro", nos tratamentos LOD0 e LOD0 + PN, respectivamente, podendo o fato ser explicado pelos níveis iniciais de

fósforo solúvel e/ou efeito da indução rizosférica da solubilização.

V. O uso do composto de lixo apresentou pequenas variações nos parâmetros: biomassa, respiração, população de bactérias e bactérias solubilizadoras, porém afetando a população de fungos, fungos solubilizadores e relação entre bactérias/fungos, conforme esperado para uso de matéria orgânica estabilizada.

VI. O tratamento com composto de lixo urbano + PN apresenta um pico de solubilização aos 16 dias, indicando solubilização do fosfato mineral. O tratamento sem fosfato natural não apresentou nenhuma modificação cinética dos teores de fósforo solúvel.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 1 AGNEHOTRI, V.P. Solubilization of insoluble phosphate by soil fungi isolated from nurse seed beds. *Can. J. Microbiol.*, 16:877-80, 1970.
- 2 ALEXANDER, M. Biochemical ecology of soil microorganisms. *A. Rev. Microbiol.* 18:217-52, 1964.
- 3 ALEXANDER, M. *Introducción a la Microbiología del Suelo México*, Libros e Editoriales, 461p, 1980.
- 4 ALSTON, A.M. & CHIN, K.W. Response of subterranean clover to rock phosphates as affected by particle size and depth of mixing in the soils. *Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry*, Melbourne 14:649-55, 1974.
- 5 ARMINGER, W.H. & FRIED, M. The plant availability of various sources of phosphate rock. *Soil Science Society of America Proceedings*, Madison, 2(2):183-8, 1957.
- 6 BAJPAI, P.D. & SUNDARA RAO, W.V.B. Phosphate solubilizing bacteria. Part 1. Solubilization of phosphate in liquid culture by selected bacteria as affected by different pH values. *Soil Sci. Plant Nut.*,

12 (2):41-43, 1971a.

- 7 BAJPAI, P.D. & SUNDARA RAO, W.V.B. Phosphate solubilizing bacteria. Part 2. Extracellular production of organic acids by selected bacteria solubilizing insoluble phosphate. *Soil Sci. Plant Nut.*, 12 (2):44-5, 1971b.
- 8 BARBIER, G. & QUILLON, P. Comun. da Franca ao Congresso para a utilização pacífica da energia atômica. IN: MALAVOLTA, E. Manual de química agrícola. Adubos e Adubações. Ed. Ceres. 54-96, 1967.
- 9 BARBOSA FILHO, M. P. Utilização de fosfatos naturais em solo de Cerrado. *Informações Agronômicas*, 28, Potafos, 1984.
- 10 BARTZ, H.R.; SIQUEIRA, O.J.F.; SCHOLLES, D. Determinação da eficiência relativa de fertilizantes fosfatados. I. Informe sobre efeito imediato, trigo. In: Reunião Anual Conjunta de Pesquisa de Trigo, 8a. Ponta Grossa, 41-49, 1976.
- 11 BENNETT, O.L.; ENSMINGER, L.E.; PEARSON, R.W. The availability of phosphorus in various sources of rock phosphate as show by greenhouse studies. *Soil Science Society Proceedings, Madison*, 21:521-4, 1957.

- 12 BERENOVA, E. F. Plant microbe relationships. (Macura, J.; Vancura, V., eds). Czechoslovakia Academy Science. Prague, 171p., 1965.
- 13 BETTIOL *et alii*. Utilização do lodo de esgoto como fertilizante. *O Solo*, Piracicaba, 75 (1): 44-54, 1983.
- 14 BOSE, P. *et alii*. Solubilization of tricalcium phosphate by bluegreen algae. *Current Sci.*, 40 (7): 165-6, 1971.
- 15 BOWEN, G. D. IN: Ectomycorrhizae. They Ecology and physiology. Eds. G.C. Marks and t.t. Kozlowski. Academic Press, New York, 151-205, 1973.
- 16 BRAGA, N. R.; MASCARANHAS, H. A. A.; FEITOSA, C.T.; HIROCE, R. & RAIJ, B. van Efeito de fosfatos sobre o crescimento e produção da soja. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. Campinas, 4:36-9, 1980.
- 17 BROWN, B.E. & JACOB, K.D. Greenhouse pot culture test on rock phosphates as sources of phosphorus for plants. *American Fertilizer*, 102 (1):11-30, 1945.
- 18 BUCHAN, J.A.J.; MULLER, F.B.; ROGERS, J.; SEAGER, R.H.; YONG, T. A.. Agronomic use clacined christmas island iron/aluminium phosphates. *New Zeland Journal of Agricultural Research*, Wellington. 13:465-80, 1970.

- 19 CABALA R., P.; SANTANA, M.B.M.; SANTANA, C.J.L. de A adubação fosfatada na Região Nordeste, IN: OLIVEIRA, A.J. de; LOURENÇO, S.; GOEDERT, W.J. eds Adubação fosfatada no Brasil. Brasília, EMBRAPA/DID. 241-296, 1982.
- 20 CABALA R. P & WILD, A. Direct use of low grade phosphate rock from Brazil as fertilizer. I. Effect of reaction time in soil. PL. soil, 65:351-362, 1982.
- 21 CANASSA, E.M. Estudo de viabilidade técnico-econômica para aproveitamento de resíduos sólidos no estado Paraná. IN: Anais do 1º Simpósio Estadual de Lixo Urbano, 151-155, 1986.
- 22 CARO, J.H. & HILL, W.L. Characteristic and Fertilizer value of phosphate rock from different field. Journal of Agricultural and Food Chemistry, Washington, D.C. 4 (8):684-687, 1956.
- 23 CARVALHO, P.C.T. de; EIRA, A.F. & PELEGRINO, D. Solubilização quantitativa de fosfatos insolúveis por algumas espécies dos gêneros *Aspergillus* e *Penicillium*. Anais da ESALQ, 26:173-85, 1969.
- 24 CARVALHO, F. J. P. C. & RIBAS JR., J.S. Determinação da biomassa do solo, pelo método de fumigação

utilizando-se H_2SO_4 0,019N e NaOH 0,5N. Relatório de aulas práticas. 1987.

- 25 CEKINSKI, E. & BETTIOL, W. Fosfato parcialmente acidulado: um produto promissor. *Fertilizantes*. São Paulo, 5:8-12, 1983.
- 26 CHAUAN, B.S.; STEWART, J.W.B.; PAUL, E.A. Effect of Carbon Addition on soil labile inorganic, organic and microbially held phosphate. *Can J. Soil Sci.* 59:387-396, 1979.
- 27 CHAUAN, B.S.; STEWART, J.W.B.; PAUL, E.A. Effect of of labile inorganic phosphate status and organic carbon additions on the microbial uptake of phosphorus in soil. *Can J. Soil Sci.* 61:373-385, 1981.
- 28 CHIEN, S.H. Dissolution of phosphate rocks in a flooded acid soil. *Soil Science Society of America Journal*. Madison, 41:1106-9, 1977.
- 29 CHRISTENSON, D.R. & DOLL, E.C. Effect of phosphorus source and rate on potato yields and phosphorus content of petioles and tubers. *Michigan Quarterly Bulletin*, East Lansing, 50:619-24, 1968.
- 30 CHU, C.R.; MOSCHLER, W.W.; THOMAS, G.W. Rock phosphate

- transformation on acid soils. Soil Science Society of America Proceedings, Madison, 26 (5):476-8, 1962.
- 31 COLE, C.V.; INNIS, G.S. & STEWART, J.W.B. Simulation of phosphorus cycling in semiarid grasslands. Ecology 58: 1-15, 1977.
 - 32 COLLINGS, G.H. IN: Commercial fertilizers, 5a ed. Eds. Mc Graw Hill Book Co., Inc., New York, 58-112, 1955.
 - 33 COREY, R.B. Factors affecting the availability of nutrients to plants. In: WALSH, L.M. & BEATON, J.A. Soil testing and plant analysis. 2.ed. Madison, Soil Science Society of America. Cap. 3, 23-34, 1973.
 - 34 CORREIA, A.A.D. *Bioquímica nos solos, nas pastagens e forragens*. Fundação Calouste Gulbenkian, 777p, Lisboa, 1986.
 - 35 COSGROVE, D.J.; IRVING, G. C. J.; BROMFIELD, S. M. Inositol phosphate phosphatases of microbiological origin. The isolation of soil bacteria having inositol phosphate phosphatase activity. Aust. J. Biol. Sci. 23:339-343, 1970.
 - 36 D Mc COY, D. SPANK, J. FUJIKAWA. Guidelines for the application of municipal wastewater sludges to agricultural lands in Alberta. Environmental

standards.

- 37 DAUGHTREY, Z. W.; GILLIAM, J. W. and KAMPRATH, E.J.
Phosphorus supply characteristics of acid organic
soils as measures by desorption and mineralization.
Soil Science. Vol. 115, 18-24, 1973.
- 38 DOMMERGUES, Y. & MANGENOT, F. *Ecologie Microbienne du
Sol*. Masson, Paris, 783p, 1970.
- 39 EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Serviço
Nacional de Levantamento e Conservação de Solo. Manual
de métodos de análise do solo. Rio Janeiro, SNLCS, 1979.
- 40 EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Serviço
Nacional de Levantamento e Conservação de Solo.
Levantamento de Reconhecimento dos Solos do Estado do
Paraná. Boletim técnico, 57, tomo 1, Londrina, 1984.
- 41 ENGELSTAD, O.P.; JUGSUJINDA, A.; DE DATTA, S.K.
Response by flooded rice to phosphate rocks varying in
citrate solubility. *Soil Science Society of America
Proceedings*, Madison, 38: 524-9, 1974.
- 42 ENSMINGER, L.E.; PEARSON, R.W.; ARMINGER, W.H.
Effectiveness of rock phosphate as a source of
phosphorus for plants. *USDA Agricultural Research
Service*. 41-125, 1967.

- 43 ENWEZOR, W. O. Significance of the C:Organic P ratio in the mineralization of soil organic phosphorus. *Soil Science*. vol. 103, 62-66, 1966.
- 44 ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA 625/1 - 74 - 006) - Process design manual for sludge treatment and disposal. Washington, DC 20460, 1974.
- 45 ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA 625/10 - 84 - 003) Environmental Regulations and Technology. Use and Disposal of municipal wastewater sludge, Washington, 1984.
- 46 ENVIRONMENTAL PROTECTION SERVICE (EPS - 6 - EP - 84 - 1) Manual for land Application of freed municipal wastewater and sludge. Canadá, 1984.
- 47 FANTINI, R.A. & ARESTA, A.C. Posição técnica e política da SUREHMA quanto ao lixo urbano. IN: Anais do 1º Simpósio Estadual de Lixo Urbano. 138-143, 1986.
- 48 FEITOSA, C.T.; RAIJ, B.Van; DECHEN, J.C. e ALCARDE, J. C. Determinação preliminar da eficiência relativa de fosfatos para Trigo, em casa de vegetação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. Campinas, 2:193-5, 1978.
- 49 FERGEN, B. A Chemical, bacteriological and virological

study of two small biological treatment plants.
Bergen, Norway, 1973.

- 50 GASPAR, H. K. Capacidade de fosfatos naturais e artificiais, fornecerem fósforo para plantas de trigo. 61p, tese de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1978.
- 51 GAUR, A.C. & OSTWAL, K.P. Influence of phosphate dissolving Bacilli on yield and phosphate uptake of wheat crop. *Indian J. Exp. Biol.*, 10 (5):393-394, 1972.
- 52 GELLER, P.T. Identification of phosphate dissolving bacteria. *Dokl. ISKHA (USSR)*, (149):223-9, 1969.
- 53 GERRETSEN, F.G. The influence of microorganisms on phosphate uptake by the plant. *Plant and Soil*, 1:51-81, 1948.
- 54 GOEDERT, W.J.; PATELLA, F.F.; MORAIS, J.F.V. Formas de fósforo num planosolo do Rio Grande do Sul e sua disponibilidade para a cultura do arroz irrigado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. Rio de Janeiro, 6: 39-43, 1971.
- 55 GOEDERT, W. J.; REIN, T.A. e SOUZA, D.M.G. Eficiência Agronômica de fertilizantes fosfatados não

- tradicionais. Planaltina, Embrapa, Documentos, 24.21, 1986.
- 56 GOEDERT, W. J. & SOUZA, D.M.G. Avaliação preliminar da eficiência de fosfatos com acidulação parcial. *Bras. Ci. Solo.* 10:75-80, 1986.
- 57 GOEPFERT, C.F. A eficiência de diversos fertilizantes na cultura da soja. IPAGRO - Informa, Porto Alegre, nº 13, 1976.
- 58 REAVES, M.P. & WEBLEY, D.M. A study of the breakdown of organic phosphates by micro-organisms, 1965.
- 59 HALM, B.J.; STEWART, J.W.B. e HALSTEAD, R.L. Isot. Radiat. Soil - Plant relat. Proc. symp. pp. 571-586. IN: SOIL ORGANIC Phosphorus, 83-115, DALAL, R.C., 1982.
- 60 HOWELER, R.H. & WOODRUFF, G.M. Dissolution and availability to plants of rock phosphates of igneous and sedimentary origins. Soil Science Society of America Proceedings, Madison, 32:79-82, 1968.
- 61 JACKSON, M. L. Soil Chemical Analysis Engelwood Cliffs, p. 278, 1958.
- 62 JENKINSON, D. S. The Effects of biocidal treatments on

- metabolism in soil. The decomposition of fumigated organisms in soil Biol. Biochem. Oxford 8: 203-208, 1976.a
- 63 JENKINSON, D. S. & POWLSON, D. S. The effects of biocidal treatments on metabolism in Soil. Fumigation with chloroform. Soil Biol. Biochem. Oxford, p167-177, 1976.b
- 64 KAMPRATH, E.J. Phosphorus fixation and availability in highly weathred soils. IN: SIMPÓSIO sobre o cerrado, 4º, Brasília, 21-25 Junho 1976. Simpósio ... Belo Horizonte, Itatiaia. 333-47, 1976.
- 65 KATSNELSON, H. & BOSE, B. Methabolic activity and phosphate dissolving capability of bacterial isolates from wheat roots. Can J. Microbiol., 5:79, 1959.
- 66 KATZNELSON, H., PETERSON, E.A. & ROUATT, W. J. Phosphate dissolving microorganisms on seed and into the root tone of plants. Can. J. Bot. Ottawa, 40: 1181-1186, 1962.
- 67 KELLY, W.P. Effect of nitrifying bacteria on the solubility of tricalcium phosphate. J. Agr. Res., 12: 671-83, 1918.
- 68 KHASAWNEK, F.E. e DOLL, E.C. The use of phosphate rock

for direct application to soils. *Advence In Agronomy*.
30:159-206, 1978.

- 69 KIEHL E.J. Metodologia da compostagem e ação fertilizante do composto de resíduos domiciliares, Apostila da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" - Piracicaba, 1986.
- 70 KOBUS, Josef. Role of microorganisms in the transformations of phosphorus compounds in the soil. *Rocznik. Nauk. Rolniczych Ser. D*, 91:5-102, 1961.
- 71 KOCHHANN, R.; ANGHINONI, I.; MIELNICZUK, J. A adubação fosfatada no Rio Grande do Sul e Santa Catarina. IN: OLIVEIRA, A.J. de, LOURENÇO, S.; GOEDERT, W.J., eds Adubação fosfatada no Brasil. Brasília, EMBRAPA/DIO. 29-60, 1982.
- 72 KORNDORFER, G. F. Capacidade de fosfatos naturais e artificiais fornecerem fósforo para plantas de trigo. *Tese Mestrado. Faculdade de Agronomia. UFRGS, Porto Alegre*, 63p, 1978.
- 73 KOWAL, N.E. Health effects of land application of municipal sludge. EPA, 1985.
- 74 LARSEN, S. Recycling of phosphorus in relation to long term soil reserves. *Phosphorus in Agriculture*, Paris,

61:1-6, 1973.

- 75 LEHR, J.R. & McCLELLAN, G.H. A revised laboratory reactivity scale for evaluating phosphate rocks for direct application. Muscle Shoals, Alabama, National Fertilizer Development Center. 36. (Bulletin 4-43), 1972.
- 76 LOBATO, E. Adubação fosfatada em solos da Região Centro-Oeste. IN: Disponibilidade e diagnose de fósforo pela análise química do solo com referência ao Brasil. CABALA R., P., SANTANA, M.B.M. r. bras. Ci. Solo 7:109-118, 1983.
- 77 LOUW, H.A. & WEBLEY, D.M. A plate method for estimating the numbers of phosphate dissolving and acid producing bacteria in soil. *Nature*,:1317-8, 1958.
- 78 LOUW, H.A. & WEBLWY, D.M. A study of soil bacteria dissolving certain mineral phosphate fertilizers and related compounds. *J. Appl. Bact.*, 22 (9):227-33, 1959a.
- 79 LOUW, H. A. & WEBLEY, D. M. A study of soil bacteria dissolving certain mineral phosphate fertilizer and related compounds. *J. Appl. Bact.* 22, (9):227-33, 1959b.

- 80 LYNCH, J. M. Biotecnologia do Solo.. Fatores microbiológicos na produtividade agrícola. Manole, 203p., 1986.
- 81 MACHADO, J. O.; PICCIN, G.R.; BARBOSA, J.C.; NAHAS, E. Effect of vinasse and rock phosphate on dicalcium phosphate dissolving bacteria in the rhizosphere of *Lycopersicon esculentum* (Mill) cv. Petomech. *Soils and Fertilizers*. 48: (3), 1985.
- 82 MALAVOLTA, E. Manual de química agrícola - adubos e adubação. Ed. Ceres. 54-96, 1967.
- 83 MARTIN, J.K. The influence of rhizosphere microflora on the availability of ^{32}P -myoinositol hexaphosphate phosphorus to wheat. *Soil Biol. Biochem.* 5:473-483, 1973.
- 84 MAZUR, N.; SANTOS, G.A. & VELLOSO, A.G.X. Efeito de resíduo urbano na disponibilidade de fósforo em solo ácido. *R. Bras. Ci. Solo*. 7:153-156, 1983a.
- 85 MAZUR, N.; VELLOSO, A. G. X. e SANTOS, G.A. Efeito do composto de resíduo urbano no pH e alumínio trocável em solo ácido. *R. bras. Ci. Solo*. 7:157-159, 1983b.
- 86 MENDES, J.T.G. Análise econômica da utilização do lodo da ETE-Curitiba, relatório nº 9, 1981.

- 87 MEZARI, A.H., SUAREZ, S.F. e GODOY, A. Solubilization des phosphates por los microorganismes du sol. *Ann. Inst. Pasteur.* 105 (2):267-274, 1963.
- 88 MINHONI, M.T.A. & CERRI, C.C. Decomposição de vinhaça em solo sob diferentes níveis de umidade: liberação de CO₂, formação de biomassa microbiana e imobilização do nitrogênio adicionado. *R. bras. Ci. Solo.* 11:25-30, 1987.
- 89 MISHOUSTINE, E.N. Processus microbiologiques mobilisant les composés du phosphore dans le sol. *Rev. Ecol. Biol. Sol.*, 9 (3):521-8, 1972.
- 90 MUROMTSEV, G.S. The role of metabolic products of soil microorganisms in the mobilization of P_2O_5 from phosphates. *Agrovologia*, (1):96-103, 1957.
- 91 MUROMTSEV, G.S. Dissolution of calcium phosphates by *Aspergillus niger*. *Nauk. V. I. Lenina*, 24 (10):19-22, 1959.
- 92 MUZILLI, O. Adubação fosfatada no estado do Paraná. IN: OLIVEIRA, A.J. de; LOURENÇO, S.; GOEDERT, W.J. eds Adubação fosfatada no Brasil. Brasília: EMBRAPA/DID, 61-101, 1982.
- 93 NAPLEKOVA, N.N. Release of relatively immobile

phosphates by fungi and actinomycetes growing on cellulose. *Soviet Soil Sci.* 1495-1503, 1967.

- 94 OLEYNIK, J. Eficiência agronômica a curto prazo de fosfatos naturais e termofosfatos em dois Latossolos do estado do Rio Grande do Sul. *Tese de Mestrado*. UFRS, Porto Alegre, 73p, 1980.
- 95 OLIVEIRA, E.D. Avaliação do lodo de esgoto urbano e seu potencial para uso na agricultura. Relatório IAPAR, 1982.
- 96 OLSEN, S.R.; KEMPER, W.D.; JACKSON, R.D. Phosphate diffusion to plant roots. *Soil Science Society of American Proceedings*, Madison, 26 (3):222-7, 1962.
- 97 PAUL, N.B. & SUNDARA RAO, W.V.B. Phosphate dissolving bacteria in the rhizosphere of some cultivated legumes. *Plant and Soil*, 35:127-32, 1971.
- 98 PAWLOWSKY, V & RODA, L.C.A. Determinação de parâmetros operacionais para a ETE e pesquisa quanto a disposição do lodo excedente. Relatório SUREHMA nº 04, 1981.
- 99 PEREIRA NETO, J.T. Monitoramento da eliminação de organismos patogênicos durante a compostagem de lixo urbano e lodo de esgoto pelo sistema de pilhas estatísticas aeradas. *Programas e Resumos*. XIV

Congresso Brasileiro de Microbiologia. Viçosa, 1987.

- 100 PHILLIPS, A.B. & WEBB, J.R. Production, marketing and use of phosphorus fertilizers. IN: OLSON ~~et al~~, 2. ed. Fertilizer Technology & Use. Madison, Soil Sci. Soc. of America. Cap. 9, 271-300, 1971.
- 101 PIKOVSKAYA, R.I. Phosphate mobilization in soils as related to life process of some microorganisms. *Mikrobiologia*, 12:362-70, 1948.
- 102 RAIJ, B. van; CABALA-ROSAND, P.; LOBATO, E. A adubação fosfatada no Brasil: Apreciação geral, conclusões e recomendações. IN: OLIVEIRA, A.J. de; LOURENÇO, S.; GOEDERT, W.J. eds. Adubação fosfatada no Brasil. Brasília, EMBRAPA/DID, 9-28, 1982.
- 103 RIBAS JR., J.S. Solubilização microbiana de fosfato natural e sua interação com fertilizantes orgânicos na cultura do milho (ZEA MAYS). Tese (Mestrado-Solos). Departamento de Solos, UFPR, Curitiba, 1987 (não publicada).
- 104 ROSA, F.V.; MACHADO, J.O.; SANDOVAL, G.R. e BARBOSA, J.C. Densidade de microorganismos solubilizadores de fosfato dicálcico em solos de rizosfera de algumas leguminosas forrageiras. *Científica*, São Paulo, 10

(2):209-216, 1982.

105. SACKETT, W.G.; PATTEN, A.J. & BROWN, C.W. The solvent action of soil bacteria upon the insoluble phosphates of raw bone meal and natural rock phosphate. *Mich. Centr. Bakt. Parasintek Zweite Abth.*, 20:688-703, 1908.
106. SANTOS FILHO, A.; L.C.N., Tourinho. Caracterização analítica de fósforo e interpretações para fins agrícolas, relatório nº 7, Curitiba, 1982.
107. SAUCHELLI, V. Normal superphosphate: chemistry and technology. IN: _____ Chemistry and technology of fertilizers. 4. ed. New York, Reinhold. 7:129-66.
108. SEN, A. & PAUL, N.B. Solubilization of phosphates by some common soil bacteria. *Current Sci.*, 26:222, 1957.
109. SHAPIRO, R.E. & FRIED, M. Soil conditions and plant growth. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 23:195, 1959.
110. SCHOLLEMBERGER, C.J. & DREIBELBIS, F.R. *Soil Sci* 29: 371, 1930. IN: MALAVOLTA, E. Manual de química agrícola - adubos e adubações. Ed. Ceres. 78-82, 1967.
111. SPARLING, G.P. e WILLIAMS, B.L. Microbial biomass in organic soils: estimation of biomass C, and effect of

glucose or cellulose amendments on the amounts of N and P released by fumigation. *Soil Biol. Biochem.* 18 (5):507-513, 1986.

- 112 SPERBER, J.I. Solution of mineral phosphates by soil bacteria. *Nature*, 180:994-5, 1957.
- 113 SPERBER, J.I. Incidence of apatite solubilizing organisms in the rhizosphere and soil. *Aust. J. Agr. Res.*, 9:778-91, 1958a.
- 114 SPERBER, J.I. Solution of apatite by soil microorganisms producing organic acids. *Aust. J. Agr. Res.*, 9:782-7, 1958b.
- 115 STEVENSON, I.L. IN: Chemistry and soil, 2d ed., ed. F.E. Bear, Reinhold Publ. Corp., N. York, 1964.
- 116 STONG, G.E. & WILES, C.C. Composting at Johnson City (final report on Joint USEPA-TVA project). EPA, Washington, 53/SW 31 r. 2, 1975.
- 117 SWABY, R.J. & SPERBER, J. Phosphate dissolving microorganisms in the rhizosphere of legumes IN: Hallsworth, E.D. Nutrition of Legumes. London, Butterworths, 289-94, 1959.
- 118 TARDIEUX-ROCHE, A. Essai d'appréciation quantitative du

puvois dissolvant des bacteries sur les phosphates naturels. Annales de L'Institut Pasteur, 99:314-7, 1962.

- 119 THOMPSON, L.M. Soils and soil fertility. Ed. Mc Graw Hill Book Co., Inc., N.York, 1957.
- 120 TOMASHEVS'KA, O.G.; MANSON, V.D. & VOZNA, G.P. Effects of microorganisms on the solubility of phosphorus in fertilizers and on its assimilability by plants. Doprvidl Akad. Nauk. Ukr. R.S.S.R., 63,6, 1957.
- 121 VETTER, V.H. & FRUCHTENICHT, K. Ergebnisse von felverversuchen mit Hyperphos un Vergleich zu aufgeschlassenen. Phosphatdungern, Verlag Chemie, 3:218-33, 1970.
- 122 VOLKWEISS, S.J. Factors affecting phosphate sorption vy soils and minerals. 138 f. Thesis (Ph.D.-Soil Science) University of Wisconsin, Madison, USA, 1973.
- 123 VOLKWEISS, S.J. & VAN RAIJ, B. Retenção e disponibilidade de fósforo em solos. IN: SIMPÓSIO sobre o cerrado, 4º, Brasília, 21-25 Junho 1976. Simpósio... Belo Horizonte, Itatiaia. 317.32, 1976.
- 124 WALKSMAN, S.A. Soil microbiology. 4. ed. New York, John Wiley, 356, 1963.

- 125 WEBBER, M.D.; A. KOKE and J.C. Tjell, A review of current sludge use guidelines for the control of heavy metal contamination in soils. England, 1983.
- 126 WEBBER, M.D. Land utilization of swage sludge. A discussion paper. Environment Protection Service, Canadá, Ontario, 1984.
- 127 WILLIAMS, G.H. Trans. Commun. Int. Soc. Soil Sci, 4th Aberdeen, pp 93-11, 1966. IN: SOIL ORGANIC PHOSPHORIS, DALAL, R.C., 1982.
- 128 ZAMUS, E.M. & CASTRO, J.L. Evaluacion de seis fuentes de fósforo en nueve tipos de suelo. Colonia, Ministerio de Agricultura y Pesca. 23:16, 1975.
- 129 ZYKINA, L.V. Decomposition of minerals under the effect of *Aspergillus niger*. *Receiyed*, 56-62, 1980.

Figura 46 - A CINÉTICA DA RELAÇÃO BACTÉRIAS/FUNGOS NOS TRATAMENTOS TESTEMUNHAS E COMPOSTO

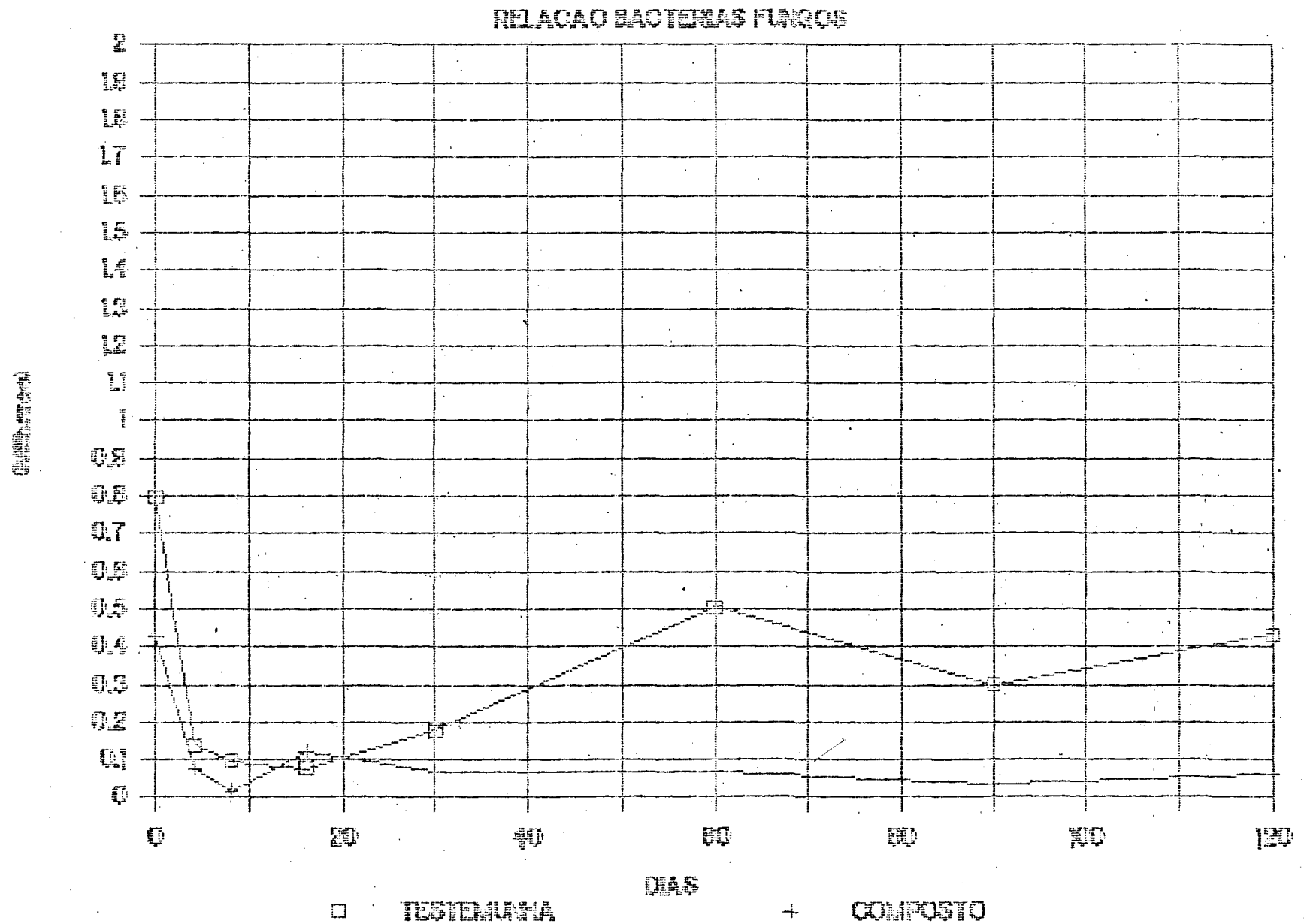


Figura 47 - A CINÉTICA DA POPULAÇÃO DE FUNGOS SOLUBILIZADORES NOS TRATAMENTOS TESTEMUNHA E LODO

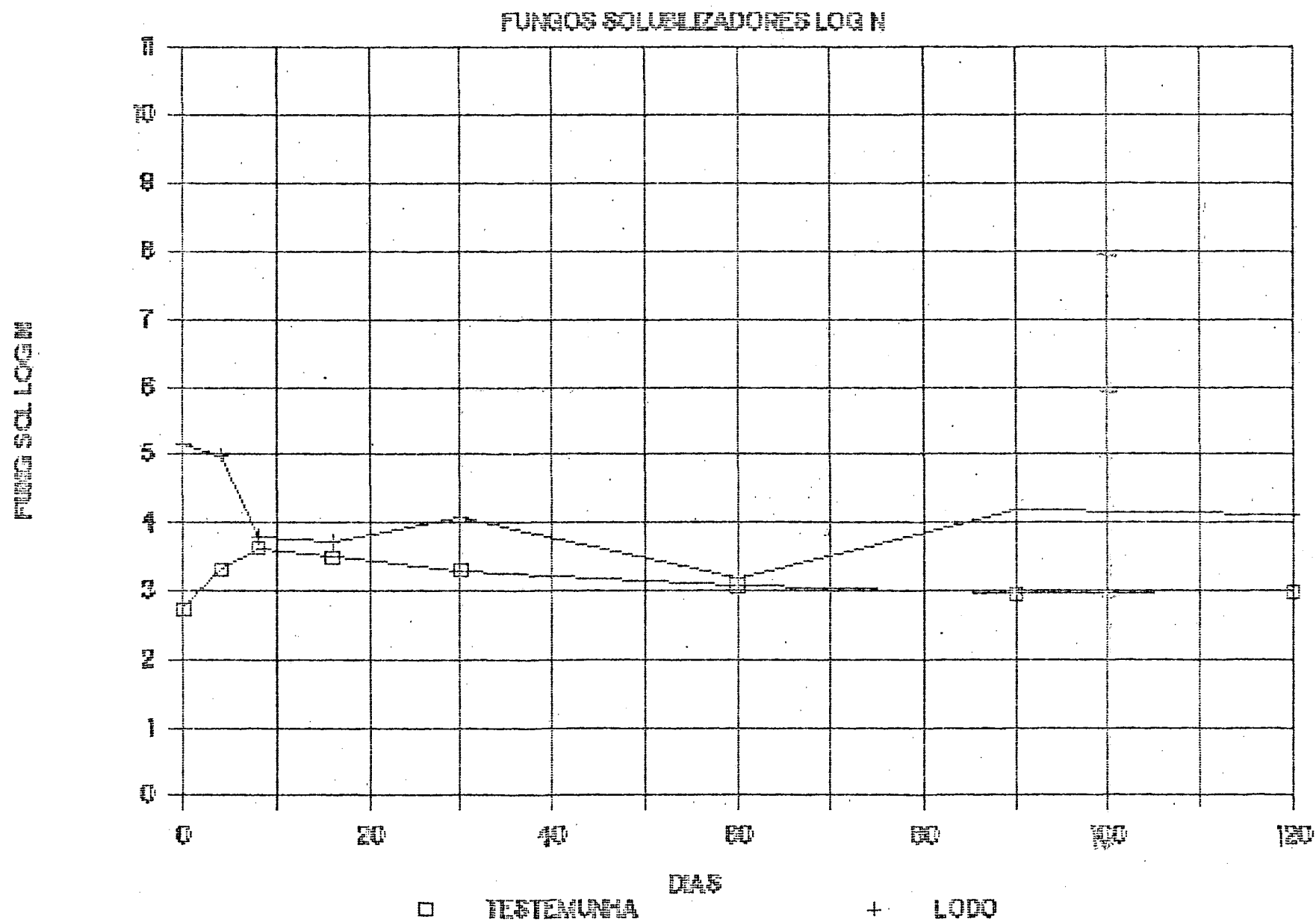


Figura 48 - A CINÉTICA DA POPULAÇÃO DE FUNGOS SOLUBILIZADORES NOS TRATAMENTOS
TESTEMUNHA PN + LODO

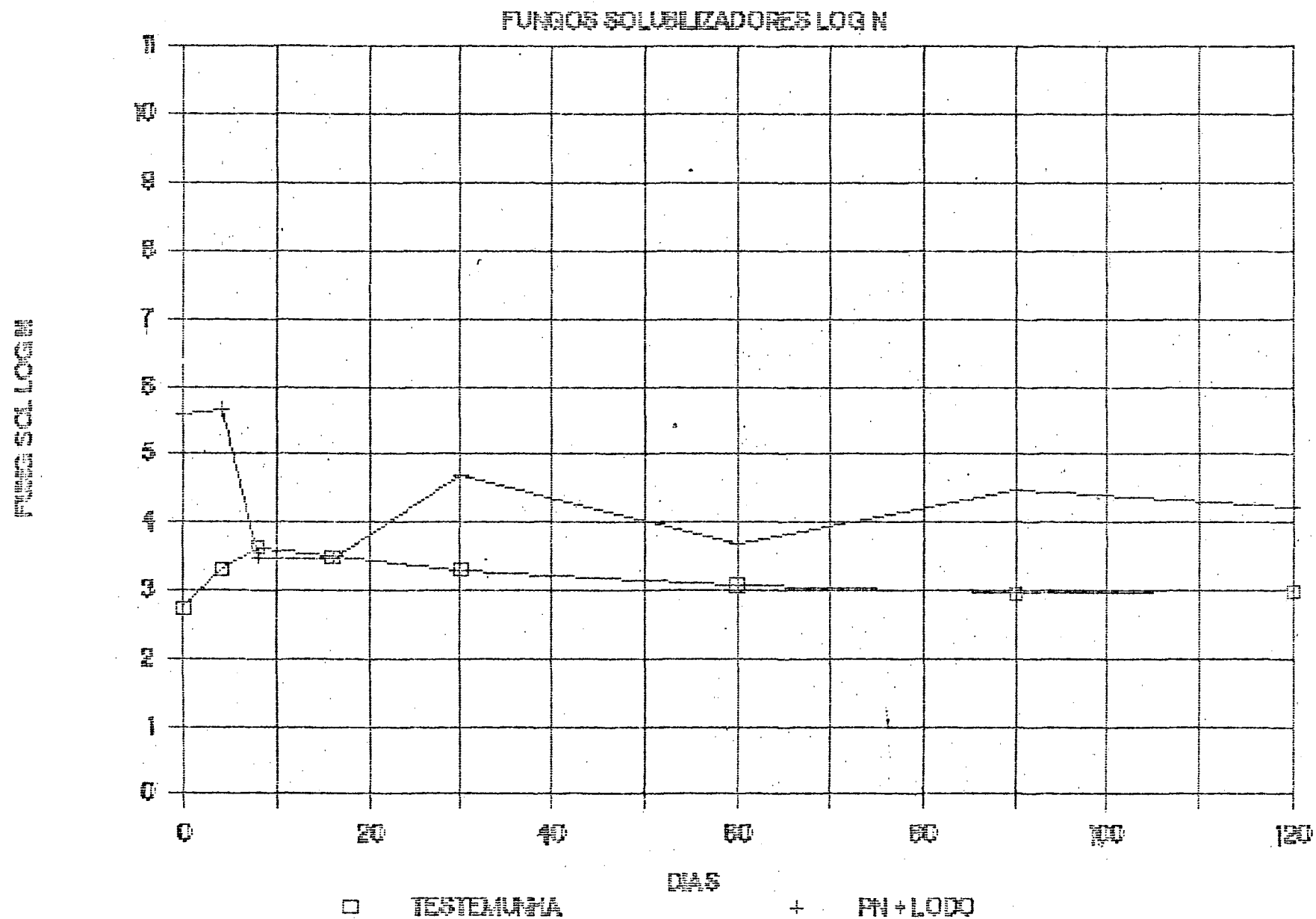


Fig. 1. DIAGRAMA DO CICLO DO FOSFORO NO SOLO

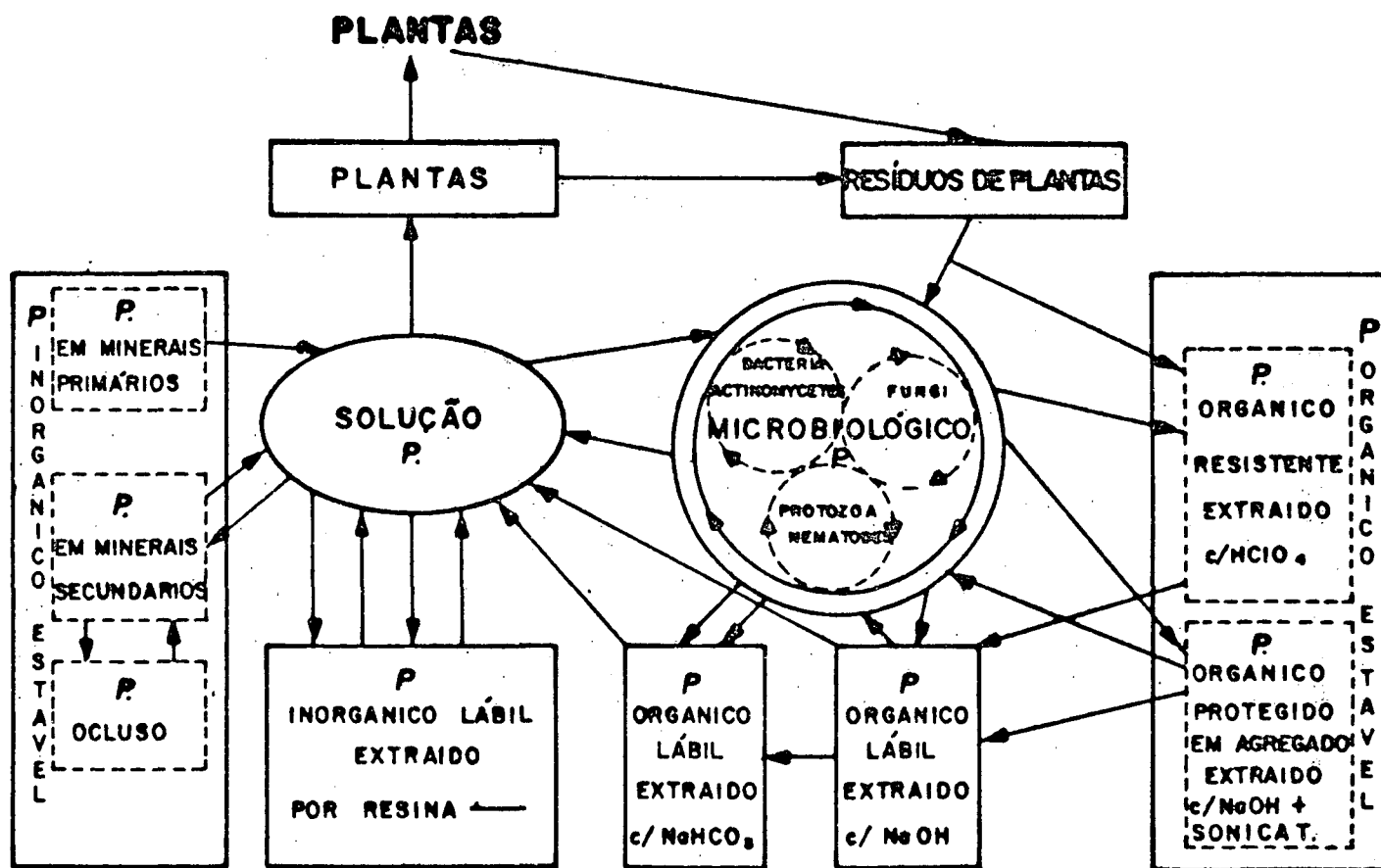


Fig.2. CICLAGEM DE FORMAS DE FOSFORO NO SOLO

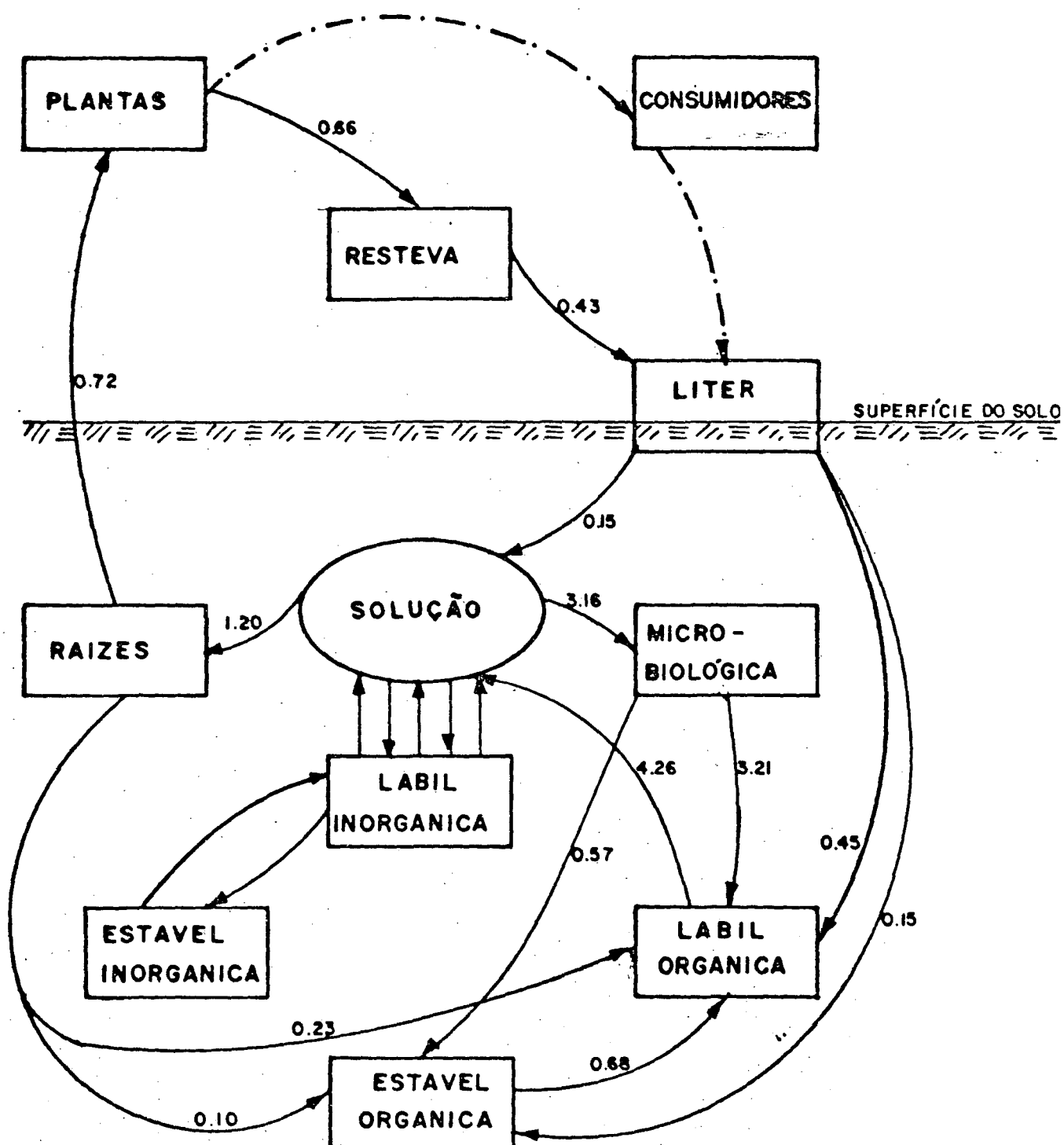


FIGURA 3 COMPARATIVO DE TEORES MAXIMOS PERMITIDOS
DE METAIS PESADOS NO LODO DE ESGOTO

PAIS	Cd	Zn	Cu	Ni	Pb	Cr	Mn	Mo	Co	As	Se	Hg
Belgica	10	2000	500	100	300	500	500		20	10	25	10
Canada	20	1850		180	500			20	150	75	14	5
Dinamarca	8			30	400							6
Finlandia	30	5000	3000	500	1200	1000	3000		100			25
Franca	20	3000	1000	200	800	1000			20		100	10
Alemanha	20	3000	1200	200	1200	1200						25
P. Baixos	10	2000	600	100	500	500				10		10
Noruega	10	3000	1500	100	300	200	500		20			7
Suecia	15	10000	3000	500	300	1000			50			8
Suica	30	1000	1000	200	1000	1000		20	100			10
Media	17	3000	1100	190	500	1000			150			25

TABELA 1 CARACTERISTICAS DOS PRINCIPAIS ADUBOS FOSFATADOS
USADOS NO BRASIL

ADUBO	ZP205				Z			
	sol	HCl	CINHA	H2O	N	Ca	K2O	S
Superfosfato 30	30	29		28		28		
Simples	21	18	18	15	0	26	0	8
Fosfato Monoam.	45	39	45	36	0	15	0	12
Diamonico	52	52	52	50	10	0	0	1
Nitrofosfato	45	43	44	41	18	0	0	0
Fosfato bical.	20	18	18	16	18	12	0	0
Termofosfato	40	40	40	0	0	30	0	0
Escoria de lhom.	19	16	13	0	0	28	16	0
	19	15	12	0	0	25	0	0
insol.								
Farinha de ossos	30	25	17	0	0	36	0	0
Olinda	26	5	1	0	0	43	0	0
Hiperfosfato	27	12	6	0	0	40	0	0
Abaete	24	4	1	0	0		0	0
Patos de Minas	24	4	1,5	0	0		0	0
Alvorada	33	6	2,5	0	0		0	0
Ipanema	39	3	2	0	0		0	0
Jacupiranga	33	2		0	0		0	0
Araxa	36	5	2	0	0	42	0	0
Catalao	37	2,5	0,5	0	0		0	0
Tapira	37	2,5	2	0	0		0	0
Maranhao	30	1	15	0	0		0	0
Fospal	32	0,5	6	0	0	0	0	0

TABELA 2 COMPOSICAO QUIMICA DO SOLO UTILIZADO.

PARAMETROS	VALOR
pH (CaCl ₂)	5,4
Al(m.e%)	0
Ca+Mg(m.e%)	13,4
K (ppm)	44
C (%)	4,1
Mat.Org.(%)	7,1

TABELA 3

COMPOSICAO QUIMICA DO LODO DE ESGOTO
COMPOSTO DE LIXO

PARAMETROS	LODO DE ESGOTO	COMPOSTO DE LIXO
pH (CaCl2)	7,30	4,80
Al(m.e%)	0,00	0,00
Ca + Mg (m.e%)	10,00	10,00
P (ppm)	30,00	30,00
K (ppm)	120,00	120,00
C (%)	10,00	5,80
Cadmio (ug/g)	1,39	1,39
Chumbo (mg/g)	149,63	164,34
Cobalto (ug/g)	6,70	10,28
Cromo (ug/g)	226,10	103,26
Mercurio (ug/g)	2,78	1,65
Niquel (ug/g)	43,40	25,00
Cobre (ug/g)	275,19	446,69
Manganes (ug/g)	ND	ND
Zinco (ug/g)	808,95	957,11
Mat. Org. (%)	17,20	10,00
N (%)	1,00	0,60

Dados de fósforo solúvel verificados nos diversos Tratamentos e amostragens.

QUADRO 04

FOSFORO SOLUVEL PPM

DIAS	0	4	8	16	30	60	90	120
TESTEMUNH	11,00		10,00	10,00	10,00	10,00	11,00	12,00
LODO	34,00	33,00	26,00	24,00	28,00	25,00	28,00	27,00
COMPOSTO	30,00		20,00	20,00	19,00	17,00	20,00	19,00
PN	30,00		35,00	31,00	34,00	29,00	34,00	
PN+LODO	49,00		45,00	42,00	40,00	43,00	44,00	
PN+COMP	46,00		49,00	51,00	41,00	44,00	44,00	

Dados de fósforo total, verificados nos diversos tratamentos.

QUADRO 05

FOSFORO TOTAL PPM

TEST	500
L000	600
COMPOSTO	500
PN	600
PN+L000	800
PN+COMP	800

Dados da relação P solúvel / P total x 100 verificados nos diversos tratamentos e amostragens.

QUADRO 06

RELACAO P SOL/ P TOT X 100

DIAS	0	4	8	16	30	60	90	120
TEST	0,22		0,20	0,20	0,20	0,20	0,22	0,24
LODO	0,57	0,55	0,43	0,40	0,47	0,42	0,47	0,45
COMPOSTO	0,60		0,40	0,40	0,38	0,34	0,40	0,38
PN	0,50		0,58	0,52	0,57	0,48	0,57	
PN+LODO	0,61		0,46	0,53	0,50	0,54	0,55	
PN+COMP	0,58		0,61	0,64	0,51	0,55	0,55	

Dados da respiração do solo, verificados nos diversos tratamentos e amostragens.

QUADRO 07

RESPIRACAO DO SOLO
Mg C / 100 g -1 solo

DIAS	0	4	8	16	30	60	90	120
TEST	34,56	17,25	14,19	2,58	12,24	10,35	8,24	9,66
LODO	37,24	47,67	42,43	30,30	29,86	18,55	8,52	16,49
COMPOSTO	21,48	19,93	13,20	4,55	16,71	12,51	8,67	10,54
PN	27,07	18,88	12,35	9,24	18,07	13,88	8,38	11,77
PN+LODO	42,54	46,17	46,54	33,03	26,82	32,71	14,39	17,58
PN+COMP	26,93	20,10	13,20	31,52	16,20	14,90	10,53	6,03

Dados de biomassa microbiana, verificados nos diversos tratamentos e amostragens.

QUADRO 08

BIOMASSA MICROBIANA
Mg: C / 100 g -1 solo

DIAS	0	4	8	16	30	60	90	120
TEST.	6,28	23,55	8,40	3,24	11,58	15,13	10,03	10,00
LODO	14,95	26,10	28,44	15,76	3,54	2,81	16,58	8,79
COMPOSTO	11,14	21,01	15,71	14,44	16,24	10,58	6,36	15,69
PN	7,91	10,50	19,50	15,19	2,09	4,45	5,78	14,14
PN + LODO	4,10	0,32	11,11	8,96		7,90	24,29	7,76
PN + COMP	12,43	21,17	21,13	11,19	9,97	13,39	10,80	8,96

Dados do logarítmo do nº de fungos, verificados nos diversos tratamentos e amostragens.

QUADRO 09

FUNGOS LOG N

DIAS	0	4	8	16	30	60	90	120
TEST	2,75	3,40	3,80	3,96	3,51	3,62	3,03	3,13
LODO	5,20	5,14	3,88	3,79	4,30	4,47	4,27	4,15
COMPOSTO	2,80	3,22	3,66	3,19	3,16	3,67	3,20	3,31
PN	2,90	3,26		3,53	3,57	3,10	3,41	3,68
PN+LODO	5,59	4,80	3,57	3,85	3,78	3,81	4,50	4,25
PN+COMP	2,60	1,06	2,53	3,07	3,32	3,31	3,47	3,76

Dados do logarítmo do nº de fungos solubilizadores
verificados nos diversos tratamentos e amostragens.

QUADRO 10

FUNGOS SOLUBILIZADORES LOG N

DIAS	0	4	8	16	30	60	90	120
TEST	2,74	3,32	3,62	3,50	3,30	3,07	2,95	2,99
LODO	5,17	4,98	3,79	3,72	4,07	3,18	4,17	4,13
COMPOSTO	2,60	3,01	3,01	3,13	3,10	3,67	2,99	3,06
PN	2,65	3,20		3,52	3,17	2,76	3,21	3,67
PN+LODO	5,50	5,66	3,48	3,48	4,70	3,68	4,46	4,22
PN+COMP	2,54	2,85	2,50	2,88	3,10	3,06	3,19	3,74

Dados da porcentagem de fungos solubilizadores
na população de fungos, verificados nos diversos tratamentos
e amostragens.

QUADRO 11

PORCENTAGEM DE FUNGOS SOLUBILIZADORES

DIAS	0	4	8	16	30	60	90	120
TEST.	94,17	83,90	65,60	34,60	62,50	27,98	83,72	72,35
LODO	93,65	69,09	83,33	84,00	59,49	5,04	78,67	94,74
COMPOSTO	64,00	62,12	22,53	87,10	86,27	100,00	61,90	56,79
PN	56,25	85,94		99,25	39,33	46,00	63,11	98,58
PN+LODO	99,35	72,72	80,00	42,86	83,33	73,08	76,12	94,34
PN+COMP	87,50		73,36	63,83	60,29	56,10	53,85	96,94

Dados do logarítmo do nº de bactérias verificados nos diversos tratamentos e amonstragens.

QUADRO 12

BACTERIAS LOG N

DIAS	0	4	8	16	30	60	90	120
TEST	5,66	5,54	5,78	5,84	5,75	6,33	5,51	5,76
LODO	6,20	6,06	6,06	10,55	7,36	6,71	6,14	6,53
COMPOSTO	5,43	5,10	4,92	5,27	4,97	5,52	4,74	5,11
PN	5,57	5,63		5,13	5,74	4,48	5,04	5,56
PN+LODO	6,98	9,48	6,48	6,68	7,01	6,41	6,39	6,53
PN+COMP	5,40	5,06	4,96	5,25	5,20	4,97	4,80	5,13

Dados do logarítmo do nº de bactérias solubilizadoras verificados nos diversos tratamentos e amostragens.

QUADRO 13

BACTERIAS SOLUBILIZADORAS LOG N

DIAS	0	4	8	16	30	60	90	120
TEST	5,58	4,80	5,71	5,76	5,56	4,97	5,06	5,46
LODO	5,60	5,85	5,78	10,54	7,19	6,19	6,11	6,16
COMPOSTO	5,07	4,36	4,73	5,04	4,69	5,19	4,30	4,86
PN	5,37	4,75		4,49	5,52	4,51	4,60	5,29
PN+LODO	6,94	8,63	6,30	6,52	6,35	5,88	6,39	6,37
PN+COMP	5,08	4,85	4,66	5,22	4,85	4,44	4,56	5,09

Dados da porcentagem de bactérias solubilizadoras na população de bactérias, verificados nos diversos tratamentos e amostragens.

QUADRO 14

PORCENTAGEM DE BACTERIAS SOLUBILIZADORAS

TESTEMHNA	84,96	18,27	85,70	84,47	64,97	4,47	35,93	50,24
LODO	25,00	60,87	52,50	98,49	69,02	30,88	93,74	42,86
COMPOSTO	46,27	18,27	63,99	58,67	51,51	47,33	36,36	56,86
PN	63,44	13,18		23,40	60,74	34,21	36,27	53,54
PN+LODO	91,10	14,05	65,57	69,46	32,93	29,87	98,84	68,24
PN+COMP	48,39	64,11	49,99	92,59	43,75	29,73	45,10	91,18
DIAS	0	4	8	16	30	60	90	120